

Aus der Professur Abfall- und Stoffstromwirtschaft
der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät

Einfluss regionaler und standortspezifischer Faktoren auf die Allgemeingültigkeit ökologischer und primär- energetischer Bewertungen von Biogas

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.)
an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Rostock

vorgelegt von:

M.Eng., Dipl.-Ing. (FH) Daniela Dressler

geboren am 14.08.1979 in Wolfsburg, wohnhaft in Straubing

Rostock, Juli 2014

Gutachter

1. Gutachter:
Prof. Dr. mont. Michael Nelles
Universität Rostock, Lehrstuhl für Abfall- und Stoffstromwirtschaft
2. Gutachter:
Prof. Dr.-Ing. Achim Loewen
Hochschule für angewandte Wissenschaft und Kunst Hildesheim Holz-
minden Göttingen, Fakultät für Ressourcenmanagement
3. Gutachterin:
Prof. Dr.-Ing. Anke Bockreis
Institut für Infrastruktur, Arbeitsbereich Umwelttechnik Universität Inns-
bruck
4. Gutachter:
Prof. Dr. Kilian Hartmann
Hochschule Aschaffenburg, Fakultät Ingenieurwissenschaften

Datum der Einreichung: 04. Juli 2014

Datum der Verteidigung: 01. Dezember 2014

*„Hindernisse und Schwierigkeiten sind Stufen, auf denen wir in die Höhe steigen.“
(Friedrich Nietzsche)*

Danksagung

Die Dissertation entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftliche Mitarbeiterin an der Fakultät Ressourcenmanagement der Hochschule für angewandte Wissenschaft und Kunst (HAWK) in Göttingen. Finanziert wurde die Arbeit im Wesentlichen durch das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderte Verbundprojekt „Regionales Management von Klimafolgen in der Metropolregion Hannover-Braunschweig-Göttingen“. Neben der finanziellen Förderung war die Fertigstellung dieser Arbeit allerdings nicht ohne die Unterstützung von verschiedenen Personen möglich, bei denen ich mich an dieser Stelle herzlich bedanke.

Mein besonderer Dank gilt meinem Erstgutachter Herrn Prof. Dr. Michael Nelles für die vielfältige Unterstützung durch Rat und Tat je nach Erfordernis, wie auch für das feinfühliges Setzen von Fristen, die der Fertigstellung der Arbeit zu Gute kamen. Bei meinem Betreuer und Zweitgutachter Prof. Dr. Achim Loewen bedanke ich mich für die Überlassung der interessanten Themenstellung. Vor allem aber gilt mein Dank für die Diskussionen, Hinweise und Ratschläge zur Ergebnisauswertung und -darstellung in den Endzügen der Fertigstellung.

Prof. Dr. Anke Bockreis und Prof. Dr. Kilian Hartmann danke ich für die Übernahme des Dritt- bzw. Viertgutachtens dieser Arbeit sowie für die richtigen Worte zum jeweils richtigen Zeitpunkt.

Den Mitarbeitern der Fakultät Ressourcenmanagement, sowohl am Büsgenweg als auch in der Rudolf-Diesel-Straße, danke ich für die freundliche Arbeitsatmosphäre und für ihre Unterstützung sowie ihren Rückhalt in allen Lebenslagen. Viele von euch waren und sind mir viel mehr als nur Kollegen. Auch wenn ich hier nicht jeden einzeln aufführen kann, so will ich mich bei einigen doch gesondert bedanken:

Für ihre Freundschaft, für die Diskussionen zur Datenauswertung, das Korrekturlesen und für ihre unermüdliche Motivationsfähigkeit bei dem einen oder anderen Kaffee bzw. Tee im Büro wie auch am privaten Küchentisch bedanke ich mich bei Frau Kirsten Loewe. Darüber hinaus danke ich Herrn Matthias Krieter und Herrn Dennis Wolborn für ihre schnelle und unkomplizierte Unterstützung bei der Lösung von EDV-Problemen aller Art sowie meiner studentischen Hilfskraft Jasmin Schilberg für ihre Spontanität, Zuverlässigkeit und vor allem für die Gabe auch meine verworrensten Arbeitsaufträge zu verstehen und erfolgreich umzusetzen.

Weiterhin danke Dr. Christine von Buttlar (IZNE Göttingen), Dominika Leßmann (GEO-NET Hannover) und Christina Lenßen (LBEG Hannover) aus der Projekt-

gruppe Energiepflanzen im Verbundprojekt Klimafolgenmanagement für die Unterstützung bei der Datenaufnahme und -aufbereitung. Mein spezieller Dank gilt an dieser Stelle Dr. Christine von Buttler, die mir stets ein wertvoller Diskussionspartner war.

Ein weiterer Dank gilt den Menschen aus meiner Kirchengemeinde St. Paulus in Göttingen. Ob im Chor oder bei der Kinder- und Jugendarbeit, ihr habt mir immer wieder neu gezeigt, wie wichtig auch ein Leben fern ab von Arbeit und Dissertation ist und damit für das nötige Durchhaltvermögen gesorgt. Mein besonderer Dank gilt an dieser Stelle der Gemeindereferentin Bianca Nowak für ihre Freundschaft, die lustigen Autofahrten und Telefonate sowie für ihre kuriosen Ideen mich auf andere Gedanken zu bringen (Kasper - Melchior oder Balthasar?).

Meinen treuen Freunden und Wegbegleitern danke ich dafür, dass sie mich durch die Höhen und Tiefen dieser Zeit mit viel Verständnis und Ablenkungen aller Art, zeitlicher Flexibilität aber auch mit der manchmal nötigen Bestimmtheit begleitet haben und nie aufgehört haben, an mich zu glauben. Im Besonderen danke ich dabei:

- Silke, für Dein Fingerspitzengefühl und Dein Geschick, meinen Blick auf das Wesentliche zu lenken.
- Doni und Nicole, für eure ehrlichen Worte, auch wenn ich sie manchmal nicht hören wollte.
- Geli und Monika, für eure Zeit und Muße zum Korrekturlesen sowie für eure offenen Augen und Ohren.
- Ruth, für ihr Geschick mich immer wieder auf den Boden der Tatsachen zurückzuholen, für die Erdung in diesen Jahren.

Meiner Freundin Imke danke ich für ihren ungebrochenen Glauben an mich, schon während meines Diplom- und späteren Masterstudiums. Hab Dank für die unzähligen Telefonate an den kuriosesten Orten und zu den unmöglichsten Uhrzeiten, für die vielen Kinobesuche, für das gemeinsame Lachen, Weinen und Schweigen, für Dich!

Mein abschließender Dank gilt meiner Familie, allen voran meinen Eltern. Sie haben jede meiner Entscheidungen mitgetragen und waren auch in schwierigen Zeiten immer für mich da. Ohne euch wären dies und vieles andere nicht möglich gewesen.

Straubing im Juli 2014

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
1.1	Einführung und Problemstellung.....	1
1.2	Zielsetzung der Arbeit.....	2
1.3	Struktur der Arbeit	2
2	Stand des Wissens ökologischer und energetischer Bewertungs- verfahren.....	5
2.1	Ursprung und Entwicklung der ökologischen und energetischen Bilanzierung ...	5
2.2	Nutzungsmöglichkeiten und Anwendungsgebiete.....	10
2.2.1	Allgemeine Ziele und Nutzungsmöglichkeiten.....	10
2.2.2	Ökologische und energetische Bewertung von Biogas	11
2.3	Methodik der Ökobilanz nach ISO 14040 / 44.....	17
2.3.1	Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen.....	18
2.3.2	Sachbilanz.....	19
2.3.3	Wirkungsabschätzung	21
2.3.4	Auswertung	23
2.4	Methodik der primärenergetischen Bewertung nach VDI 4600	23
2.4.1	Definitionen zum kumulierten Energieaufwand (KEA).....	24
2.4.2	Primärenergetische Bewertung regenerativer Energien.....	25
2.5	Anforderungen an die Belastbarkeit und Durchführbarkeit ökologischer und energetischer Bewertungen.....	26
3	Regional- und standortspezifische Bilanzierung des Anbaus verschiedener Energiepflanzen und ihrer Konversion zu Biogas.....	29
3.1	Allgemeine Festlegung von Ziel- und Bilanzierungsrahmen.....	29
3.1.1	Motivation und Zieldefinition	29
3.1.2	Allgemeine Systembeschreibung.....	29
3.1.3	Systemgrenzen	36
3.1.4	Funktionelle Einheit	40
3.1.5	Allokationsverfahren	40
3.1.6	Fossile Referenzsysteme	42
3.1.7	Untersuchungsgebiete und weitere geografische Bezüge	42
3.1.8	Bezugszeitraum.....	44
3.1.9	Bewertungskriterien.....	45
3.2	Untersuchungsszenarien	48

3.2.1	Energiepflanzenanbau.....	48
3.2.2	Biogasgewinnung und -verstromung	50
3.3	Regional- und standortspezifische Sachbilanzierung	52
3.3.1	Datenquellen	53
3.3.2	Stoffstromanalyse des Energiepflanzenanbaus	54
3.3.3	Stoffstromanalyse der Biogasgewinnung und -verstromung	60
3.3.4	Verwendete Allokationen	67
3.4	Bilanzierungs- und Bewertungsmodell.....	68
4	Ergebnisse der regionalen und standortangepassten Bewertung des Energiepflanzenanbaus	73
4.1	Basisszenario: Identifikation relevanter Parameter	73
4.2	Sensitivitätsszenarien	80
4.2.1	Sensitivitätsszenario: Düngemiteleinsetz	81
4.2.2	Sensitivitätsszenario: Feldberegnung	87
4.2.3	Sensitivitätsszenario: Klimawandel	92
4.3	Diskussion und Schlussfolgerungen zu Kapitel 4.....	96
4.3.1	Regionalspezifischer Biomasseertrag	96
4.3.2	Gegenüberstellung der Untersuchungsszenarien	99
4.3.3	Direkte und indirekte Lachgasemissionen	104
5	Ergebnisse der regionalen und standortangepassten Bewertung der Biogasproduktion und -nutzung.....	107
5.1	Basisszenario: Identifikation relevanter Parameter	107
5.2	Sensitivitätsszenarien	114
5.2.1	Sensitivitätsszenario: Substratinput	114
5.2.2	Sensitivitätsszenario: Indirekte Landnutzungsänderungen	120
5.2.3	Sensitivitätsszenario: offene Gärrestlagerung.....	121
5.2.4	Sensitivitätsszenario: Gaseinspeisung.....	122
5.3	Diskussion und Schlussfolgerungen zu Kapitel 5.....	125
5.3.1	Allokation der Überschusswärme	125
5.3.2	Gegenüberstellung der Untersuchungsszenarien	128
5.3.3	Direkte und indirekte Landnutzungsänderungen.....	132
6	Diskussion und Bewertung der Ergebnisse	137
6.1	Bewertung der regionalen und standortspezifischen Parameter hinsichtlich ihres Einflusses auf die Bilanzergebnisse.....	137
6.1.1	Energiepflanzenanbau.....	137
6.1.2	Biogasgewinnung und -verstromung im BHKW	139

6.2	Beurteilung der Ergebnisse in Bezug auf die Datenqualität	141
6.3	Gegenüberstellung von allgemeingültigen, regionalen und standort-spezifischen Bilanzierungen	144
6.4	Beurteilung der Ergebnisse in Bezug auf die Signifikanz	147
7	Fazit und weiterer Forschungsbedarf	151
8	Zusammenfassung	155
9	Verzeichnisse	159
9.1	Literaturverzeichnis	159
9.2	Gesetzestexte, Richtlinien und Normen	171
9.3	Abbildungsverzeichnis	173
9.4	Tabellenverzeichnis	180
9.5	Abkürzungen und Begriffe	186
Anhang I:	Bestimmung der N_{\min}-Werte	191
Anhang II:	Sachbilanzen des Energiepflanzenanbaus	193
Anhang III:	Sachbilanzen der Biogasgewinnung und -nutzung	197
Anhang IV:	Grafische Auswertung des Sensitivitätsszenarios Dünge-mitteleinsatz	201
Anhang V:	Grafische Auswertung des Sensitivitätsszenarios Feld-beregnung	207
Anhang VI:	Grafische Auswertung des Sensitivitätsszenarios Klimawandel	213
Anhang VII:	Bewertung der regionalen und standortspezifischen Parameter hinsichtlich ihres Einflusses auf die Bilanzergebnisse	219
Anhang VIII:	Ergebnisse der regionalen und standortangepassten Bewertung des Energiepflanzenanbaus	223

Selbstständigkeitserklärung	225
--	------------

1 Einleitung

1.1 Einführung und Problemstellung

Die Erzeugung und Nutzung von Bioenergien hat in den letzten Jahren weltweit immer mehr an Bedeutung gewonnen. Sowohl in der internationalen als auch in der nationalen Politik wurden z.B. mit dem Biomasse Aktionsplan der Europäischen Union (EU) Ziele zum weiteren Ausbau von Bioenergien festgelegt. Die damit einhergehende politische Förderung der Energieerzeugung aus Biomasse ist unter anderem auf die Reduzierung der Abhängigkeit vom Import fossiler Rohstoffe und auf die Reduzierung von Klimagasemissionen zurückzuführen (CEC 2005). Dennoch führt auch die Produktion und Nutzung von Bioenergien zu Umweltproblemen, wie zum Beispiel zu einer Freisetzung von Treibhausgasen sowie von versauernden und eutrophierend wirkenden Emissionen. Deshalb ist es erforderlich die tatsächlichen Umweltvorteile der unterschiedlichen Bioenergien zu ermitteln. Eine Methode zur Erfassung und Bewertung dieser potenziellen Umwelteinwirkungen ist die Ökobilanzierung nach DIN EN ISO 14040 (Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen) und nach DIN EN ISO 14044 (Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen).

Seit Beginn der neunziger Jahre wurden zahlreiche Studien zur energetischen und ökologischen Bewertung verschiedenster Bioenergien im Vergleich zu fossilen Energieträgern nach der Methodik der Ökobilanz erstellt. Im Kontext der Erzeugung und Nutzung von Biogas sind unter anderem HARTMANN (2006), BACHMAIER et al. (2009), JURY et al. (2010), GELDERMANN et al. (2012) & LIEBETRAU et al. (2011) zu nennen. Dabei fällt auf, dass die Ergebnisse der Studien eine hohe Bandbreite aufweisen. Die Untersuchungen von BACHMAIER et al. (2009) variieren in der Bewertungskategorie der Treibhausgasemissionen zwischen 0,016 - 0,470 Kilogramm (kg) Kohlendioxid-Äquivalente ($\text{CO}_2\text{-Äqv.}$) pro erzeugte Kilowattstunde Strom ($\text{kWh}_{\text{el.}}$). Weiterhin zeigen GELDERMANN et al. (2012) eine Ergebnisspanne von 0,025 - 0,337 kg $\text{CO}_2\text{-Äqv.} / \text{kWh}_{\text{el.}}$. Diese Ergebnisspannen lassen sich auf unterschiedliche Parameter zurückführen, die sich in methodische Einflussgrößen und Unterschiede in der Datengenauigkeit unterteilen lassen. Mit der ISO 14040 / 44 ist zwar ein Standard für die Durchführung von Ökobilanzen geschaffen worden, der auch in den genannten Studien Anwendung findet, allerdings in der Umsetzung viele Freiheitsgrade lässt. Ein wesentlicher Punkt ist in diesem Zusammenhang die Anwendung von Allokationsverfahren zur Anrechnung von Koppelprodukten. Diese methodische Einflussgröße ist in den letzten Jahren im Kontext der Bioenergien vermehrt für Biokraftstoffe diskutiert worden. Studien von LUO et al. (2009) & MAYER & SCHRÖDER (2008) zeigen in diesem Zusammenhang eine sehr große Ergebnisbandbreite beim Einsatz unterschiedlicher Allokationsverfahren auf. Neben den methodischen Einflussgrößen, wie der Auswahl des Allokationsverfahrens, hat die Repräsentativität der verwendeten Daten ebenfalls einen großen Einfluss auf die Bilanzergebnisse. So führt die Bilanzierung und Bewertung von

Bioenergien aus speziell angebauten Energiepflanzen unter Berücksichtigung von regionalen und standortspezifischen Faktoren ebenfalls zu einer Bandbreite an Ergebnissen. Dies zeigen die Studien von KIM & DALE (2009) exemplarisch für die Treibhausgasemissionen der Produktion von Ethanol und Sojaöl in verschiedenen Untersuchungsgebieten in den USA. Die Untersuchungen basieren auf der Auswertung von Umfrageergebnissen. Hier schwankt der Anteil des Anbaus der jeweiligen Energiepflanze an den Klimagasemissionen mit der Bereitstellung des erforderlichen Stickstoffdüngers und den Lachgasemissionen aus dem Boden zwischen 13 - 57 % (KIM & DALE 2009). Die Schwankungsbreite zeigt die unterschiedlichen Aufwendungen des Energiepflanzenanbaus und die damit in Verbindung stehenden Treibhausgasemissionen.

In Deutschland findet der Anbau von Energiepflanzen überwiegend für die Produktion von Biogas (auf ca. 1.157.000 Hektar) sowie für die Produktion von Biodiesel oder Pflanzenöl (auf 746.500 Hektar) statt (FNR 2013). Auch hier finden sich regionale und standortspezifische Unterschiede in Anbaucharakteristik und Ertrag, die sich auf die Bilanzierung verschiedener Bioenergien auswirken können. Weiterhin ist die Produktion und Nutzung von Biogas im Vergleich zur Produktion und Nutzung von Biodiesel durch dezentrale Strukturen geprägt. Somit wird die ökologische und energetische Bewertung von Biogas zusätzlich durch standortspezifische Faktoren beeinflusst.

1.2 Zielsetzung der Arbeit

Ausgehend von der beschriebenen Problemstellung ist das Ziel der vorliegenden Arbeit die Identifikation von regional- und standortspezifischen Faktoren und die Bewertung dieser Faktoren hinsichtlich ihrer Einflüsse auf die Bilanzergebnisse des Anbaus verschiedener Energiepflanzen und deren Konversion zu Biogas. Diese Zielsetzung lässt sich durch folgende Fragestellungen im Detail beschreiben:

- Welchen Einfluss haben regionale, standort- und anlagenspezifische Faktoren auf die Ergebnisse ökologischer und primärenergetischer Bewertungen?
- Wie groß ist der Ergebnisunterschied von regional- und standortspezifischen Bilanzen im Vergleich zu auf allgemeingültigen Annahmen basierenden Berechnungen?

1.3 Struktur der Arbeit

Basierend auf der oben beschriebenen Zielsetzung, ist die Arbeit wie folgt gegliedert:

Kapitel 2 beschreibt den Stand des Wissens ökologischer und primärenergetischer Bewertungen und bildet die methodische Grundlage der durchgeführten Untersuchungen. Nach einer Übersicht über den Ursprung und die Entwicklung von Bilanzierungs- und Bewertungsmethoden wird auf deren Nutzungsmöglichkeiten eingegangen. Hier wird in einem Abschnitt explizit ein Überblick über bisherige ökologische und primärenergetische Bilanzierungen und Bewertungen des Energiepflanzenanbaus sowie der Biogaserzeugung und -nutzung gegeben. Basierend auf der Definition der in dieser

Arbeit verwendeten Methoden wird abschließend die Herausforderung der ökologischen und primärenergetischen Bewertungen im Kontext der Bioenergien dargestellt.

In *Kapitel 3* ist sowohl die methodische Vorgehensweise als auch die Datenbasis der vorliegenden Untersuchungen beschrieben. Damit ist dieses Kapitel das Kernstück der regional- und standortspezifischen Bilanzierung und Bewertung verschiedener Energiepflanzen und ihrer Konversion zu Biogas. Es beinhaltet die genaue Darlegung des Untersuchungsrahmens, zu dem auch die Beschreibung der Untersuchungsgebiete gehört. Weiterhin ist die auf die Untersuchungsgebiete bezogene Sachbilanzierung sowohl für den Anbau der Energiepflanzen als auch für die Biogasgewinnung und -verstromung im Blockheizkraftwerk (BHKW) ausführlich dargelegt.

Die auf diesen Daten basierenden Ergebnisse der regional- und standortspezifischen Bilanzierung und Bewertung sind für den Anbau der festgelegten Energiepflanzen in *Kapitel 4* und für die Erzeugung und Verstromung von Biogas in *Kapitel 5* dargestellt und diskutiert. In beiden Kapiteln erfolgt zunächst die Identifikation des regionalen Unterschiedes verschiedener ergebnisrelevanter Parameter. Darauf aufbauend werden die signifikanten Größen in Sensitivitätsszenarien genauer betrachtet und in einer das jeweilige Kapitel abschließenden Diskussion hinsichtlich des regionalen bzw. standortspezifischen Aspektes analysiert.

Kapitel 6 beinhaltet eine umfassende Diskussion der Ergebnisse aus *Kapitel 4 und 5* hinsichtlich der eingehenden Fragestellung zum tatsächlichen Einfluss regionaler und standortspezifischer Faktoren auf die Bilanzergebnisse einerseits und die Bedeutung der Ergebnisse auf die Allgemeingültigkeit von Bilanzergebnissen andererseits.

In einem Ausblick in *Kapitel 7* wird der weitere Untersuchungsbedarf dargelegt. Dieser bezieht sich auf die durchgeführten Untersuchungen zur ökologischen und primärenergetischen Bewertung verschiedener Energiepflanzen und deren Konversion zu Biogas. Weiterhin wird eine Übertragung des regionalspezifischen Ansatzes auf die Bilanzierung von energiepflanzenbasierten Biokraftstoffen wie Biodiesel und Bioethanol angestoßen.

Mit *Kapitel 8* wird die Arbeit abschließend zusammengefasst.

2 Stand des Wissens ökologischer und energetischer Bewertungsverfahren

Im folgenden Kapitel wird der Stand der ökologischen und energetischen Bewertung dargelegt. Abschließend erfolgt eine kurze Erörterung der Anforderungen an die Belastbarkeit und Durchführbarkeit ökologischer und energetischer Bewertungen von Bioenergien.

2.1 Ursprung und Entwicklung der ökologischen und energetischen Bilanzierung

Seit einigen Jahren nimmt der Stellenwert der ökologischen und energetischen Bilanzierung von Produkten, Prozessketten und Dienstleistungen in der Politik, der Wirtschaft und Industrie sowie in der Wissenschaft weiter zu. In diesem Zusammenhang hat insbesondere die Methode der Ökobilanz immer mehr an Bedeutung gewonnen.

Der Ursprung der Methodenentwicklung liegt jedoch bereits in den 70er Jahren des 20. Jahrhunderts. Dies ist auf die politische und öffentliche Diskussion der ansteigenden Abfallprobleme sowie auf Engpässe in der Energieversorgung aufgrund der Ölkrise von 1973 zurückzuführen. Der Umgang mit den ansteigenden Abfallproblemen wurde als Bestandteil in die damals entstehende Umweltpolitik eingeführt (KLÖPFFER & GRAHL 2009). Folglich entstanden in den 70er Jahren die ersten energetischen und ökologischen Betrachtungen von Werkstoffen und Bauteilen, deren Schwerpunkt insbesondere im Verpackungsbereich lag (EYERER & SAUR 1996; KLÖPFFER & GRAHL 2009).

Die erste Energiebilanzierung wurde in diesem Zusammenhang von SCHÄFER (1974), zitiert nach EYERER & SAUR (1996) erstellt, den ebd. als

„Pionier der Betrachtung der energetischen Aufwendungen“ bezeichnen, „weil er als erster die Bedeutung der Energieabhängigkeit von einzelnen Prozessen als Kenngröße und Optimierungsgegenstand erkannte“ (EYERER & SAUR 1996, S.4).

Unter der Leitung von H. SCHÄFER wurde 1997 von der VDI-Gesellschaft Energietechnik die VDI-Richtlinie 4600 (*„Kumulierter Energieaufwand (KEA): Begriffe, Definitionen und Berechnungsmethoden“*) erarbeitet (MAUCH & SCHÄFER 1996). In dieser sind Begriffe, Definitionen und Berechnungsmethoden zur Bestimmung des kumulierten Energieaufwandes festgelegt (VDI 1997). Neben den in MAUCH & SCHÄFER (1996) dargelegten Untersuchungen zur primärenergetischen Bewertung zählen die Studien von KINDLER & NIKLES (1979 & 1980), zitiert nach KLÖPFFER & GRAHL (2009) als weitere wichtige Grundlage für die Entwicklung der energetischen Bewertung in Deutschland. Die ersten ökologischen Bilanzierungen erfolgten Anfang der 70er Jahre durch Müller-Wenk in der Schweiz und durch Hunt und Frankling in den USA (MÜLLER-WENK 1994; HUNT & FRANKLING 1996), zitiert nach EYERER & SAUR (1996) sowie KLÖPFFER & GRAHL (2009). Von beiden wurde die Betrachtung des Ressourcenverbrauchs um den Aspekt der

Umweltverschmutzung erweitert, sodass erstmals neben der Verknappung von Ressourcen auch die Verknappung von Senken betrachtet wurde. Müller-Wenk führte dafür in Anlehnung an die Finanzbuchhaltung die ökologische Buchhaltung ein, während Hunt die Darstellung von Ressourcen- und Umweltprofilen für einzelne Werkstoffe entwickelte (EYERER & SAUR 1996). Die ersten Studien, die als Vorläufer der heutigen Ökobilanz gelten und sich nach KLÖPFFER & GRAHL (2009) auf Getränkeverpackungen beziehen, sind unter anderem die Studien von Bonifaz Oberbacher am Battelle-Institut in Frankfurt am Main (OBERBACHER et al. 1996), Ian Buostead in Großbritannien (BOUSTEAD 1996) sowie die Studie an der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Versuchsanstalt (EMPA) in St. Gallen (FINK 1997).

In den 80er Jahren ging das Interesse an der energetischen und ökologischen Bewertung zunächst zurück. KLÖPFFER & GRAHL (2009) begründen dies durch die politische Lösung der Ölkrisen. Die Entwicklung der Produktlinienanalyse durch das Ökoinstitut ist nach KLÖPFFER & GRAHL (2009) sowie EYERER & SAUR (1996) eine der wenigen Studien im Bereich der energetischen und ökologischen Bewertung, die in den 80er Jahren durchgeführt wurden. Die Produktlinienanalyse betrachtet neben den ökologischen auch soziale und ökonomische Aspekte und stellt somit eine Erweiterung der Ökobilanz dar (PROJEKTGRUPPE ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFT 1987), zitiert nach KLÖPFFER & GRAHL (2009).

Ende des 20. Jahrhunderts nahm das Interesse an der energetischen und ökologischen Bewertung von Produkten und Prozessen wieder stark zu und hält bis heute an. Die starke Zunahme des Interesses insbesondere an der Ökobilanzierung zu dieser Zeit bezeichnen KLÖPFFER & GRAHL (2009) als „völlig unerwartet“. Zu dieser Zeit, im Jahr 1990, fanden zwei wichtige internationale Tagungen statt,

„die als Startpunkt der neueren Entwicklung gelten können“ (EBD., S. 9).

Eine der beiden war der von der Society for Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) organisierte Workshop zum Thema: „A Technical Framework for Life Cycle Assessment“. Dort wurde das sogenannte SETAC-Dreieck entwickelt, das das Fundament der heutigen Ökobilanzmethodik bildet und bis heute beibehalten wurde. Es bestand bereits aus den Bestandteilen Sachbilanz / Inventar (Inventory), Wirkungsbilanz (Impact Analysis) und Schwachstellen- und Optimierungsanalyse (Improvement Analysis) (vgl. Abbildung 2-1).

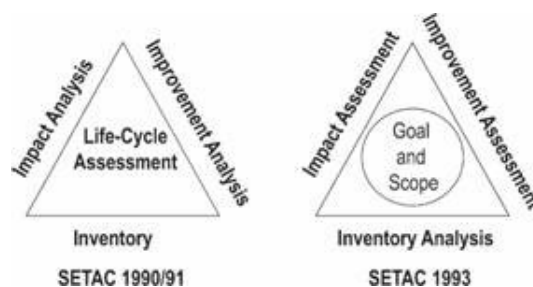


Abbildung 2-1: Das SETAC-Dreieck (Ursprung und Erweiterung), (KLÖPFFER & GRAHL 2009)

Weitere wichtige Arbeiten im Rahmen der Methodenentwicklung sind die Ökobilanzen von Packstoffen vom Bundesamt für Umweltschutz (BUS) bzw. später vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) aus Bern (BUS 1984; BUWAL 1991; BUWAL 1998) sowie der Text zu den Ökobilanzen für Produkte vom UBA aus Berlin (UBA 1992), zitiert nach KLÖPFFER & GRAHL (2009).

Die Etablierung der Ökobilanz als Methode zur ökologischen Bilanzierung und Bewertung in den 90er Jahren zeigen EYERER & SAUR (1996) an der Tatsache auf,

„dass sich die Enquête-Kommission zum Schutz des Menschen und der Umwelt (ENQUÊTE-KOMMISSION 1993) intensiv mit dem Thema Ökobilanz beschäftigt“ (EYERER & SAUR 1996, S. 7).

Weiterhin fanden in den 90er Jahren sowohl auf nationaler als auch auf internationaler Ebene verschiedene Normungsaktivitäten statt. National wurde innerhalb des Deutschen Instituts für Normung (DIN) der Normenausschuss Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS) gegründet. International rief die Internationale Normierungsorganisation (International Standard Organization (ISO)) das Technische Comité 207 (TC 207) ins Leben (EYERER & SAUR 1996 sowie KLÖPFFER & GRAHL 2009). Aus Letzterem ist in Zusammenarbeit mit den nationalen Gremien wie dem deutschen DIN-NAGUS die ISO-Normenreihe ISO 14040 – 14043 hervorgegangen, in der die einzelnen Komponenten der Ökobilanz mit ihrer methodischen Vorgehensweise festgelegt wurden. Zu diesen zählten im Einzelnen:

- ISO 14040 (1997): Ökobilanz – Prinzipien und allgemeine Anforderungen
- ISO 14041 (1998): Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz
- ISO 14042 (2000): Wirkungsabschätzung
- ISO 14044 (2000): Auswertung

In den Jahren 2001-2006 wurden diese Normen überarbeitet und in den Normen ISO 14040:2006 (Grundsätze und Rahmenbedingungen) und 14044 (Anforderungen und Anleitungen) zusammengefasst. Weiterhin gibt es begleitende Dokumente in Form von technischen Berichten und Spezifikationen ohne normative Geltung (KLÖPFFER & GRAHL 2009). Aufgrund der Zusammenarbeit von zahlreichen nationalen Organisationen im ISO-Normungsprozess bezeichnen KLÖPFFER & GRAHL (2009) die Ökobilanz als

„einzige international genormte Methode zur Analyse der Umweltaspekte und potentiellen Wirkungen von Produktsystemen“ (ebd., S. 17).

Abbildung 2-2 zeigt die bisher dargelegten und die weiteren wichtigen Eckpunkte in der Entwicklung der energetischen und ökologischen Bewertung im Allgemeinen (bis zum Jahr 2006 mit der Überarbeitung der ISO-Norm) sowie für Bioenergien im Speziellen (ab dem Jahr 2000 mit der Ökobilanz von Bioenergieträgern).

Einer der ersten wichtigen Meilensteine in der energetischen und ökologischen Bewertung von Bioenergien in Deutschland ist die Ökobilanz Bioenergieträger, die überwie-

gend auf zwei verschiedenen, von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten, Projekten basiert (REINHARDT & ZEMANEK 2000). Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) förderte in der Zeit von 2001 - 2003 eine Studie zum ökologisch optimierten Ausbau der Nutzung erneuerbarer Energien in Deutschland, bei der die energetische und ökologische Bewertung von erneuerbaren Energien und damit auch von Bioenergien ebenfalls eine entscheidende Rolle spielte (NITSCH et al. 2004).



Abbildung 2-2: Meilensteine in der Entwicklung der energetischen und ökologischen Bilanzierung, verändert nach (EYERER & SAUR 1996)

Aufgrund der politischen Förderung von erneuerbaren Energien durch das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG)^{1,2} sowie das Erneuerbare-Energien-Wärmegesetz (EE-

¹ Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (EEG 2004), (Stand: 21.07.2004)

² Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbaren-Energien-Gesetz – EEG 2008), (Stand: 22.12.2009)

WärmeG)³ nahm das Interesse an Energie- und Ökobilanzen in diesem Bereich kontinuierlich zu. Im Bereich Bioenergien ist das verstärkte Interesse auf den seit 2004 ansteigenden Biomasseanbau zurückzuführen, der insbesondere durch das EEG 2004 politisch gefördert wurde. Themen wie Klimabilanz, Artenvielfalt und Nutzungskonkurrenzen werden seitdem verstärkt mit dem Thema Bioenergie und Biomasse in Verbindung gebracht. Aus diesem Grund hat der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) im Juli 2007 ein Sondergutachten zum Thema „Klimaschutz durch Biomasse“ erstellt, in dem der Bilanzierungsaspekt von Klimagasen und andere Umwelteffekte Gegenstand der Untersuchungen waren (SRU 2007). Die Voraussetzungen für den ökologischen bzw. klimagasrelevanten Nutzen von Biokraftstoffen und flüssigen Bioenergieträgern zur Stromerzeugung aus Soja, Palmöl bzw. Zuckerrohr aus Drittweltländern wurden im Rahmen der Erneuerbaren Energien Richtlinie des Europäischen Parlaments und Rates (Richtlinie 2009/28/EG) diskutiert. In Artikel 17 bis 21 der Richtlinie 2009/28/EG ist unter anderem das Treibhausgasminderungspotential festgelegt, das durch den jeweiligen Kraftstoff bzw. Biomassestrom erreicht werden muss (EU 2009). Diese Vorgaben (Artikel 17 bis 21) der EU mündeten in Deutschland in der Umsetzung und dem Beschluss der Nachhaltigkeitsverordnungen für Biokraftstoffe⁴ (BIOKRAFT-NACHV) und Biomassestrom⁵ (BIOST-NACHV). Die Ermittlung des hier festgelegten Treibhausgasminderungspotentials (THG-Minderungspotential) basiert auf der lebenszyklusweiten Bilanzierung der Klimagase, wie sie auch in der Ökobilanz erfolgt.

Insgesamt hat die Durchführung von Energie- und Klimagasbilanzen für Bioenergien einen hohen Stellenwert eingenommen. Allerdings werden in diesem Zusammenhang insbesondere die Freiheiten bei der Anwendung der Bilanzierungsmethodik nach ISO 14040 kritisiert, da sich Bilanzergebnisse verschiedener Studien nicht bzw. nur schwer miteinander vergleichen lassen. Im Rahmen des BMU-Förderprogramms „Energetische Biomassenutzung“ wird derzeit an einem Methodenhandbuch zur „Stoffstromorientierten Bilanzierung der Klimagaseffekte“ gearbeitet. Mit diesem Methodenhandbuch soll eine einheitliche und allgemeingültige Grundlage geschaffen werden, mit der Technologiekenwerte, Gestehungskosten und Klimagaseffekte der geförderten Bioenergievorhaben ermittelt und miteinander verglichen werden können (THRÄN et al. 2011). Der Aspekt der Festlegung von Allgemeingültigkeiten bei der Bilanzierung von Bioenergiekonzepten und deren Vergleichbarkeit ist ein zentrales Thema der vorliegenden Arbeit. Dieser Aspekt wird in Kapitel 2.5 ausführlicher beschrieben und anhand der erarbeiteten und in den Kapiteln 3 bis Kapitel 5 dargestellten Ergebnisse für den Technologiepfad der Biogasproduktion und -verstromung in BHKW diskutiert.

³ Gesetz zur Förderung Erneuerbarer Energien im Wärmebereich (Erneuerbare-Energien-WärmeGesetz - EEWärmeG), (Stand: 22.12.2011)

⁴ Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von Biokraftstoffen (Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung – Biokraft-NachV)

⁵ Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von flüssiger Biomasse zur Stromerzeugung (Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung – BioSt-NachV)

2.2 Nutzungsmöglichkeiten und Anwendungsgebiete

2.2.1 Allgemeine Ziele und Nutzungsmöglichkeiten

Die energetische und ökologische Bilanzierung und Bewertung kann in verschiedenen Gebieten Anwendung finden. In der ISO 14040 werden die Anwendungsgebiete der Ökobilanz beispielsweise als Entwicklung und Verbesserung von Produkten, strategische Planung, politische Entscheidungsprozesse, Marketing und sonstige Anwendungen benannt. In Tabelle 2-1 sind die Ziele und Anwendungsmöglichkeiten für energetische und ökologische Bilanzierungen allgemein aufgeführt. So kann eine Energie- und Ökobilanzstudie für die Beantwortung von politischen, industriellen und / oder gesellschaftlichen Fragestellungen genutzt werden.

Tabelle 2-1: Ziele und Nutzen der energetischen und ökologischen Bilanzierung im Allgemeinen

Anwendung	Ziel und Nutzen der Bilanzierung
Politische Ebene	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Entscheidungsunterstützung bei der regulierenden und restriktiven Gesetzgebung</i> <ul style="list-style-type: none"> - EEG - EEWärmeG - Biokraftstoff- und Biomassestromnachhaltigkeitsverordnung - Integrierte Produktpolitik / Ökodesignrichtlinie - Verpackungsverordnung - Altölverordnung - ...
Industrielle Ebene	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Entscheidungsunterstützung bei Optimierungsprozessen</i> <ul style="list-style-type: none"> - Vergleich verschiedener Prozessvarianten (z.B. mehrstufige vs. einstufige Prozessverfahren) - Vergleich verschiedener Produktvarianten (z.B. Vorgänger- vs. Nachfolgermodell) - ... • <i>Energie- und Stoffstrommanagement</i> <ul style="list-style-type: none"> - Energiebilanzen - Abfall und Störstoffbilanzen - ... • <i>Marketing und Öffentlichkeitsarbeit</i> <ul style="list-style-type: none"> - Umweltproduktdeklarationen (EPD) / Umweltprädikate - Umweltberichte - ...
Gesellschaftliche Ebene	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Entscheidungsbeeinflussung beim Produkterwerb durch:</i> <ul style="list-style-type: none"> - Konsumentenberatung - Produktkennzeichnung / Labeling - Werbung - ...

Auf politischer Ebene werden Ökobilanzstudien zur Entscheidungsunterstützung bei der Gesetzgebung herangezogen, wie die Ökobilanzstudie zu Getränkeverpackungen (UBA 2000 & 2002) im Zusammenhang mit der Verpackungsverordnung zeigt. Energie- und Ökobilanzen bzw. deren Ergebnisse können allerdings auch ein Kriterium für die Einhaltung von Gesetzen und Verordnungen sein, wie die Biokraftstoff- und Biomassestromverordnung zeigt. Hier muss ein vorgeschriebenes Treibhausgasminderungspotential bei einer Clearingstelle nachgewiesen werden, um für die Biomasseverstromung beispielsweise eine Vergütung nach EEG 2009 zu erhalten.

In der Industrie können Energie- und Ökobilanzen als Werkzeug für eine umweltgerechte Prozess- und Produktentwicklung eingesetzt werden. Dies zeigen beispielsweise die Untersuchungen von DRESSLER (2005); KRINKE et al. (2005); UBA (2002 & 2000). Darüber hinaus lassen sich die für den Zweck der Prozess- und Produktoptimierung ermittelten Ergebnisse für Marketing- und Werbezwecke aufbereiten, wie der Hintergrundbericht zum Umweltprädikat des Volkswagen Passats (VOLKSWAGEN AG 2009) zeigt, in den unter anderem die Ergebnisse aus DRESSLER (2005) flossen.

Auf der gesellschaftlichen Ebene können Bilanzergebnisse Einfluss auf Entscheidungsprozesse bei einem Produkterwerb nehmen. Dies kann durch eine bestimmte Produktkennzeichnung erfolgen. Als aktuelles Beispiel ist hier die Produktkennzeichnung mittels CO₂-Label zu nennen, mit der der Carbon Footprint eines Produktes ausgewiesen wird. Dieser gibt die Summe aller Klimagase an, die über die Produktionskette des Produktes entstehen und wird in Anlehnung an die ISO 14040 oder nach PAS 2050:2011 durchgeführt (DRESEN 2010).

2.2.2 Ökologische und energetische Bewertung von Biogas

Die oben dargestellten Nutzungsoptionen lassen sich vollständig auf ökologische und energetische Bewertungen des Energiepflanzenbaus und dessen Konversion in Biogas übertragen. Auch hier wurden in der Vergangenheit verschiedene Studien erstellt, um politische, gesellschaftliche und wissenschaftliche Fragestellungen zu beantworten. Zu diesen zählen die Identifikation signifikanter Parameter innerhalb der Prozesskette der Biogaserzeugung und -verstromung und die Ableitung von Optimierungspotentialen sowie Handlungsempfehlungen für die Weiterentwicklung dieser Art der Energieversorgung. Weiterhin dienen ökologische und energetische Bewertungen zur Überprüfung des Klimaschutz- und Ressourcenschutzpotentials von Biogas im Vergleich zur Energiebereitstellung aus fossilen Energieträgern. Diese Untersuchungen wurden größtenteils mit Hilfe öffentlicher Fördergelder finanziert.

Andererseits finden sich auch vermehrt Untersuchungen, die von Energieversorgern in Auftrag gegeben wurden und für Image- und Marketingzwecke („Greenwashing“) eingesetzt werden. Der nachfolgend dargestellte Überblick zeigt eine Auswahl verschiedener energetischer und ökologischer Bewertungen des Energiepflanzenanbaus sowie der Biogaserzeugung und -verstromung und erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

Energiepflanzenanbau

Eine wesentliche Arbeit im Kontext der ökologischen Bilanzierung des Energiepflanzenanbaus und deren Konversion zum Bioenergieträger stammt von KALTSCHMITT & REINHARDT (1997). Diese Arbeit wurde von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert, um die Bereitstellung verschiedener Endenergien aus flüssigen und festen Bioenergieträgern im Vergleich zu fossilen Energieträgern hinsichtlich ihrer Umweltentlastungen und -belastungen zu bewerten. Zu den festen Energieträgern zählen dabei verschiedene Hölzer (z.B. Holz aus Kurzumtriebsplantagen) und Halmgüter (z.B. Stroh), die in verschiedenen Biomassefeuerungsanlagen zu Strom und / oder Wärme umgesetzt werden können. Die Bewertung der flüssigen Energieträger bezieht sich auf die Bereitstellung von Rapsöl und Rapsölmethylester und Ethanol aus Zuckerrüben, Kartoffeln und Winterweizen. Gasförmige Bioenergieträger wie Biogas finden in den Untersuchungen von KALTSCHMITT & REINHARDT (1997) keine Berücksichtigung. Dies ist darauf zurückzuführen, dass zu dem Zeitpunkt dieser Arbeit gasförmige Bioenergieträger noch eine untergeordnete Rolle spielten. Der sogenannte „Biogasboom“ erfolgte erst nach der Verabschiedung des EEG 2004. Dennoch stellen die Arbeiten von KALTSCHMITT & REINHARDT (1997) ein wichtiges Basiswerk für den Energiepflanzenanbau dar. Im Rahmen der vorgestellten Untersuchung wurden verschiedene Basisdaten für die energetische und ökologische Bewertung der Feldarbeit und Transportprozesse sowie der Bereitstellung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln zusammengestellt, die sich auch für den Anbau verschiedener Biogaskulturen anwenden lassen.

Im Auftrag der schweizer Bundesämter für Energie, Umwelt und Landwirtschaft liefern KÄGI et al. (2007) mit ihrer Ökobilanz von Energiepflanzen Entscheidungsgrundlagen für politische Diskussionen. In diesem Zusammenhang geht es um die Entscheidung für steuerliche Begünstigungen von Bioenergien. Für die Erstellung der Ökobilanz verwenden die Autoren die SALCA-Methode (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment), die an der Schweizer Forschungsanstalt Reckenholz-Tänikon ART entwickelt wurde. Die Untersuchungen dienen dem kulturspezifischen Vergleich von Biolandbau und der integrierten Produktion von Energiepflanzen. Damit steht die Bewirtschaftungscharakteristik im Fokus der Untersuchung. Die Ergebnisse beziehen sich auf ein Kilogramm Trockenmasse bei den Biogaskulturen, auf ein Kilogramm Stärke bei den Ethanolpflanzen sowie auf ein Kilogramm Öl bei den Energiepflanzen, die zur Biodieselproduktion bestimmt sind. KÄGI et al. (2007) identifizieren ökologische Vorteile des Ökolandbaus für den Anbau von Körnermais, Silomais und Soja, während für Getreide und Winterraps der biologische Anbau ökologische Vor- und Nachteile gegenüber der integrierten Produktion aufzeigt. Für Kartoffeln und Grünland ist sogar die integrierte Produktion vorzuziehen. Neben dem Vergleich der Anbaucharakteristika identifizieren KÄGI et al. (2007) Kulturen, die für die Bioenergieerzeugung unter ökologischen Gesichtspunkten und Berücksichtigung der jeweiligen Bezugsgröße besonders geeignet erscheinen. So schreiben sie extensiven Wiesen sowohl für die Biogasproduktion als auch für die Erzeugung von Bioethanol zusammen mit der Zuckerrübe die geringsten

Umweltauswirkungen zu. Bei der Produktion von Biodiesel können KÄGI et al. (2007) bei keiner untersuchten Kultur eindeutige Vorteile erkennen.

PLÖCHL & HEIERMANN (2002) bewerten die Bereitstellung landwirtschaftlicher Kosubstrate zur Biogaserzeugung unter Berücksichtigung der Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) und des kumulierten Energieaufwandes. Untersuchungsgegenstand ist die jeweilige Bereitstellung von Winterroggen, Silomais, Raps, Triticale, Wintergerste, Hanf, Topinambur, Luzernen und Futtergräsern. Die Auswertung für die jeweilige Kultur erfolgt auf Hektarbasis sowie auf Basis der organischen Trockenmasse und der erzeugten Kilowattstunde Strom. Die Bereitstellung von Silomais hat eine Klimagasbilanz von ca. 1.200 kg CO₂-Äqv. / ha. Der Anbau von Roggen und Triticale führt mit ca. 1.070 bzw. 1.030 kg CO₂-Äqv. / ha zu etwas geringeren THG-Emissionen. Weiterhin fällt auf, dass die Ergebnisse der schwächer gedüngten Kulturen wie Hanf, Topinambur und Luzerne bezogen auf einen Hektar Anbaufläche zum Teil deutliche Vorteile gegenüber den stärker gedüngten Kulturen wie Mais, Roggen oder Triticale zeigen. Die Ergebnisse der THG-Bilanz auf Basis der organischen Trockenmasse sowie auf Basis der erzeugten Kilowattstunde Strom zeigen ein gegenläufiges Bild. Bezieht man die Ergebnisse der Klimagasbilanz auf die erzeugte Trockenmasse der jeweiligen Kultur, führt der Anbau von Silomais zu besseren Ergebnissen als Roggen oder Triticale. Bezogen auf die Kilowattstunde Strom können Mais, Roggen und Triticale ähnliche oder sogar bessere Ergebnisse erreichen als die weniger gedüngten Kulturen Hanf, Topinambur und Luzerne. PLÖCHL & HEIERMANN (2002) weisen daher darauf hin, dass sich eine aussagekräftige Bewertung auf das Endprodukt beziehen sollte.

Daher wird der Fokus der Literaturübersicht im Weiteren auf die vollständige Prozesskette der Biogasproduktion und -nutzung gelegt.

Biogasproduktion und -nutzung

Eine der ersten Ökobilanzen der Biogasgewinnung und -verstromung für eine großtechnische Biogasanlage nach ISO 14040/44 wurde von HARTMANN (2006) im Rahmen seiner Dissertation erstellt. Die Ergebnisse beziehen sich auf eine Anlage mit einer installierten Leistung von 1 MW und sind nach der Bewertungsmethode „Eco-Indicator 99 Hierarchist“ ausgewertet. HARTMANN (2006) identifiziert den Flächenverbrauch, der für den Anbau der Maissilage erforderlich ist, als entscheidende Größe der Gesamtbilanz. Folglich benennt HARTMANN (2006) neben der Wärmenutzung und dem elektrischen Wirkungsgrad des BHKWs insbesondere die Auswahl der eingesetzten Substrate als den das Ergebnis beeinflussenden Faktor. Darüber hinaus wird in weiterführenden Untersuchungen verdeutlicht, dass der Energiepflanzenenertrag zu deutlich besseren Bilanzen führen kann, sofern er mit einer Reduzierung der erforderlichen Anbaufläche einhergeht (HARTMANN 2006).

Ausgehend von den Untersuchungen für das durch das Bundesministerium für Umwelt- und Reaktorsicherheit (BMU) geförderte Projekt „Optimierung für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland“ (GÄRTNER et al. 2008) sowie (VOGT et al. 2008A), erstellte das IFEU als unabhängiges Forschungsinstitut Ba-

sisdaten zur Berechnung von Treibhausgasbilanzen für Biogasprozessketten (VOGT 2008B). Gegenstand der Untersuchungen sind hier sowohl die Biogasproduktion und dessen Direktverstromung im BHKW als auch die Aufbereitung des Biogases und dessen Einspeisung in das Erdgasnetz. Mit Hilfe dieser allgemeinen Basisdaten sollen zukünftig neue THG-Bilanzen für Biogasketten erstellt werden. In den Untersuchungen identifizierte VOGT (2008B) die Methanemissionen aus der Gärrestlagerung als eine sehr entscheidende Größe bei der Klimagasbilanzierung der Biogasprozesskette. So werden bei offener Gärrestlagerung und einer maximalen Emission von 15 % des produzierten Methans durch die Biogasprozesskette mehr Klimagase erzeugt als durch den im Referenzsystem definierten Marginalstrom⁶. Der Vergleich zwischen dem Einsatz von 100 % Mais-Ganzpflanzensilage (GPS) und 100 % Wirtschaftsdüngern (Rindergülle) zeigt deutliche Vorteile für den Einsatz von Rindergülle. Weiterhin betrachtet VOGT (2008B) in ihren Untersuchungen die Aufbereitung des Biogases zu Biomethan für zwei verschiedene Aufbereitungstechniken. Auch hier spielen die diffusen Methanverluste während der anaeroben Vergärung und Lagerung der Gärreste sowie bei der Gasaufbereitung eine zentrale Rolle in der Klimagasbilanz. Ein weiterer wesentlicher Parameter ist die Bereitstellung der erforderlichen Prozessenergien für Vergärung und Aufbereitung VOGT (2008B).

Ziel der Analyse und Bewertung der Biogasproduktion und -verstromung für das Biogas Forum Bayern durch BACHMAIER et al. (2009) ist die Identifikation von Einflussfaktoren auf die Klimagasbilanz und Ableitung möglicher Handlungsempfehlungen für den Betrieb von Biogasanlagen. Zu diesem Zweck betrachten die Autoren verschiedene Biogasanlagen-Konzepte und vergleichen diese miteinander. Die Biogasanlagen-Konzepte unterscheiden sich durch unterschiedlichen Substratinput, Variation in der Wärmenutzung sowie in der Lagerung der Gärreste. Die Ergebnisse der Klimagasbilanz variieren zwischen 0,016 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} für eine NawaRo-Anlage⁷ mit einem Anteil von 30 % Hühnermist und einer Wärmenutzungsrate von 0,5 kWh_{th.} / kWh_{el.} und 0,470 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} für eine reine NawaRo-Anlage ohne Wärmenutzung und mit einer nicht gasdicht abgedeckten Gärrestlagerung. Weiterhin zeigt dieses Biogasanlagenkonzept einen erhöhten Stickstoffverlust bei der Ausbringung der Gärreste (BACHMAIER et al. 2009). Die hohe Ergebnisbandbreite mit einem Unterschied von 0,454 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} zeigt, dass die untersuchten Parameter Wärmenutzungsrate, Substratinput und Gärrestlagerung einen entscheidenden Einfluss auf die Ergebnisse der Klimagasbilanz haben. Eine regionalspezifische Zuordnung dieser Parameter sowie eine Differenzierung im Energiepflanzenanbau erfolgt in diesen Untersuchungen jedoch nicht.

JURY et al. (2010) befassen sich mit der Ökobilanzierung der Biogasproduktion durch Monofermentation von Energiepflanzen und der Aufbereitung und Einspeisung des

⁶ Der Marginalstrom beschreibt das Referenzsystem, das durch die Stromgewinnung aus Biogas substituiert wird. Das in den Bilanzen der vorliegenden Arbeit zu Grunde gelegte Referenzsystem ist in Kapitel 3.1.6 auf Seite 43 definiert.

⁷ Biogasanlage, die mit Nachwachsenden Rohstoffen (NawaRo) betrieben wird.

Biogases in das Erdgasnetz. Diese Untersuchungen wurden vom luxemburgischen Ministerium für Forschung gefördert. Ziel ist der ökologische Vergleich von Biomethan und fossilem Erdgas. Die Autoren identifizieren den Anbau der erforderlichen Energiepflanzen als den Parameter, der den größten Einfluss auf die untersuchten Umweltlasten hat. In der Wirkungskategorie Treibhauseffekt führt der Biomasseanbau zu 52 % der THG-Emissionen (unter Berücksichtigung eines Zeithorizonts von 500 Jahren). Weitere das Ergebnis beeinflussende Größen stellen hier der Fermentationsprozess (20 %), die Gasaufbereitung (14 %) und die Verbrennung des im Bioerdgas enthaltenen LNG (Liquefied Natural Gas) (13 %) dar, welches dem aufbereiteten Biogas in Luxemburg vor der Einspeisung zugeführt werden muss (JURY et al. 2010).

Im Vergleich zum fossilen Erdgas führt die Bereitstellung von Biomethan zu 30 - 40 % (Zeithorizont 500 Jahre) bzw. 10 - 20 % (Zeithorizont 100 Jahre) weniger THG-Emissionen. Neben der Auswertung der Treibhausgase werden die Ökobilanzergebnisse in der Studie von JURY et al. (2010) nach der Schadensfunktionsmethode (Eco-Indicator 99) zu den Schadenskategorien Ökosystemqualität, Ressourcenverbrauch, menschliche Gesundheit und Klimawandel zusammengefasst. Bei dieser Ergebnisauswertung zeigt das Biomethan in den Kategorien Ökosystemqualität und menschliche Gesundheit deutliche Nachteile gegenüber fossilem Erdgas und führt zusammen mit dem Ressourcenverbrauch ebenfalls zu einem schlechteren Gesamtindikator. Dieser liegt für das Biomethan etwa 3-mal höher als der des Erdgases (JURY et al. 2010).

Der Fragestellung der ökobilanziellen Bewertung von Biogasanlagen unter Berücksichtigung niedersächsischer Verhältnisse widmen sich GELDERMANN et al. (2012) im Auftrag des Niedersächsischen Ministeriums für Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung. Untersuchungsgegenstand sind hier fünf verschiedene Biogasanlagen, die die unterschiedlichen Charakteristika der Landwirtschaft in Niedersachsen abbilden (Ackerbauregion mit einer jeweils hohen und niedrigen Bodenfruchtbarkeit, Veredlungs- und Milchviehregion sowie eine Mischregion). Damit soll eine Datengrundlage geschaffen werden, die die Situation der Strom- und Wärmegewinnung aus Biogas für Niedersachsen möglichst genau abbildet. Die Ergebnisse zeigen zum Teil eine sehr große Bandbreite. In der Wirkungskategorie Treibhauseffekt liegen die Ergebnisse für die Produktion von einer kWh_{el.} zwischen 0,025 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} und 0,337 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} Die Autoren identifizieren die Bereitstellung der Substrate und die diffusen Methanverluste als die Größen, die den größten Anteil am Ergebnis der Klimagasbilanz aufweisen. So hat die Anlage mit den geringsten THG-Emissionen für die Bereitstellung der erforderlichen Energiepflanzen einen hohen Input an Wirtschaftsdüngern. Bei der Betrachtung der anderen Wirkungskategorien bestätigt sich, dass der verfügbare Substratinput und dessen Bereitstellung ein wesentlicher Grund für die Ergebnisunterschiede ist. In diesem Zusammenhang zeigen insbesondere der Einsatz von Wirtschaftsdünger und Grassilage im Vergleich zu Mais-GPS einen großen Einfluss auf das Ergebnis der THG-Bilanz. Neben den verwendeten Substraten dominie-

ren die Wärmenutzungskonzepte und die Lagerung der Gärreste die Ergebnisse (GELDERMANN et al. 2012).

Der Schwerpunkt der Untersuchungen von LIEBETRAU et al. (2011) liegt auf der Quantifizierung von THG-Emissionen, die während des Betriebes von Biogasanlagen entstehen. Ziel dabei ist es eine Datenbasis zu schaffen, mit der die Bewertung von Biogasanlagen zukünftig differenzierter erfolgen kann. Diese Bewertungen fanden nach LIEBETRAU et al. (2011) bislang nur relativ pauschal statt. Zu diesem Zweck haben die Autoren im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) den Bestand sämtlicher landwirtschaftlicher Biogasanlagen hinsichtlich ihrer emissionsrelevanten Daten erfasst und Emissionsmessungen an zehn konkreten Biogasanlagen durchgeführt. Die Prozessabschnitte der Substratlagerung, der anaeroben Vergärung, der Verstromung des Biogases im BHKW sowie der Lagerung und Ausbringung der Gärreste sind in diesem Zusammenhang von besonderem Interesse. Die abschließende ökobilanzielle Bewertung von LIEBETRAU et al. (2011) fokussiert auf die Analyse der Treibhausgase, bei der sowohl die zehn Modellanlagen als auch der erhobene gegenwärtige Anlagenbestand Deutschlands Gegenstand der Betrachtung sind. Bei der ökobilanziellen Bewertung der zehn Modellanlagen zeigen die Autoren eine große Ergebnisbandbreite auf, die von -9 bis 498 g CO₂-Äqv. / kWh_{el.} variiert. Diese Bandbreite ist auf die unterschiedlichen Anlagenkonzepte sowie auf die unterschiedliche Höhe der gemessenen Emissionen zurückzuführen. Dabei zeigen sich die Faktoren Anbau der erforderlichen Energiepflanzen (Düngung, Logistik, Gärrestausbringung und Feldemissionen) sowie Lagerung der Gärreste als das Ergebnis entscheidende Parameter. Der gegenwärtige Anlagenbestand bezieht sich sowohl auf Anlagen mit vor-Ort-Verstromung als auch auf Einspeiseanlagen. Die durchschnittlichen THG-Emissionen der vor-Ort-Verstromung betragen 173 g CO₂-Äqv. / kWh_{el.} und die der Biogasaufbereitung und -einspeisung 265 g CO₂-Äqv. / kWh_{el.} (LIEBETRAU et al. 2011).

Weiterhin wird die ökologische und energetische Bewertung vermehrt für die Bewertung des Klima- und Ressourcenschutzpotentials der Biogasnutzung eingesetzt.

So weist das Niedersächsische Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung (ML Niedersachsen) in seiner Broschüre „Biogasnutzung in Niedersachsen - Stand und Perspektiven“ ein Klimaschutzpotential von 0,597 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} bzw. 3,4 Millionen Tonnen CO₂-Äqv. für das Jahr 2011 aus (ML 2012).

Das Umweltbundesamt hat im Jahr 2009 die „Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger - Durch Einsatz erneuerbarer Energien vermiedene Emissionen im Jahr 2007“ veröffentlicht (MEMMLER et al. 2009). Hier werden neben der Erläuterung der methodischen Vorgehensweise Kennzahlen zur Berechnung von Emissionsbilanzen mit und ohne Vorketten für die Bereitstellung von Strom und Wärme aus erneuerbaren Energien herausgegeben. Diese wurden im August 2012 aktualisiert und beinhalten einer-

seits die für jede erneuerbare Energie spezifischen Substitutionsfaktoren⁸, die jeweiligen Emissionsfaktoren⁹ sowie die dazugehörigen Vermeidungsfaktoren¹⁰ im Vergleich zum substituierten fossilen Energiemix. So wird hier für die Bereitstellung für Strom aus Biogas ein Emissionsfaktor von 0,233 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} und ein Klimaschutzpotential von 0,616 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} angegeben (MEMMLER & DREHER 2012).

Die ökologische und primärenergetische Bewertung nach ISO 14040 / 44 und VDI4600 haben sich, wie in Kapitel 2.1 und Kapitel 2.2 dargestellt, zu etablierten bzw. international genormten Methoden entwickelt. Weiterhin haben diese Methoden in der Bewertung von Bioenergien zahlreiche Anwendungen und Weiterentwicklungen erfahren, wie auch die aufgeführten Beispiele aus Abschnitt 2.2.2 zeigen. Deshalb werden die in dieser Arbeit durchgeführten Bilanzierungen in Anlehnung an die Methode der Ökobilanzierung sowie die Richtlinie zur Berechnung des kumulierten Energieaufwandes durchgeführt.

2.3 Methodik der Ökobilanz nach ISO 14040 / 44

Die ökologische Bewertung erfolgt nach der Methodik zur Erstellung einer Ökobilanz (englisch: Life Cycle Assessment (LCA)), die durch die Normen ISO 14040 und ISO 14044 genau festgelegt ist. Die Ökobilanz ist eine Methode, mit der die potentiellen Umweltwirkungen eines Produktes oder Prozesses über den gesamten Lebensweg erfasst und bewertet werden.

Der Lebensweg eines Produktes erstreckt sich von der Wiege bis zur Bahre, das heißt von der Rohstoffentnahme über die Herstellung und Nutzung bis hin zur Entsorgung oder Verwertung des Produktes (ISO 14040:2006; KLÖPFFER & GRAHL 2009). Die methodische Vorgehensweise unterteilt sich in die vier Phasen Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Auswertung. Diese vier Phasen sind in Abbildung 2-3 dargestellt und werden im Folgenden näher erläutert. Dabei ist die Erstellung einer Ökobilanz als iterativer Prozess zu verstehen, verdeutlicht durch die Doppelpfeile in Abbildung 2-3. Demnach können Ergebnisse der einzelnen Phasen sich so auf die vor- und nachgelagerten Schritte auswirken, dass die in diesen Schritten getroffenen Annahmen nachträglich verändert werden müssen (KOFFLER 2007). So können beispielsweise Lücken in der Datenerhebung (Sachbilanz) Änderungen in der Zielsetzung und / oder im Untersuchungsrahmen nach sich ziehen.

⁸ Ein Substitutionsfaktor gibt an, in welchem Maße fossile Primär- und Sekundärenergieträger durch einen erneuerbaren Energieträger ersetzt werden (MEMMLER et al. 2009).

⁹ Der Emissionsfaktor ist die Masse eines emittierten Stoffes (z.B. CO₂-Äqv.) bezogen auf die Masse des Ausgangsstoffes (z.B. kg Biodiesel) oder bezogen auf das erzeugte Produkt (z.B. kWh Strom). Emissionsfaktoren sind daher immer prozess- und anlagenspezifisch (MEMMLER et al. 2009).

¹⁰ Mit dem Vermeidungsfaktor werden die Emissionseinsparungen angegeben, die durch Nutzung eines erneuerbaren Energieträgers im Vergleich zu der Nutzung von fossilen Primär- und Energieträgern erzielt werden können. Ist der Vermeidungsfaktor negativ, werden durch die Erzeugung und Nutzung der erneuerbaren Energie mehr Emissionen erzeugt als durch das fossile Referenzsystem.

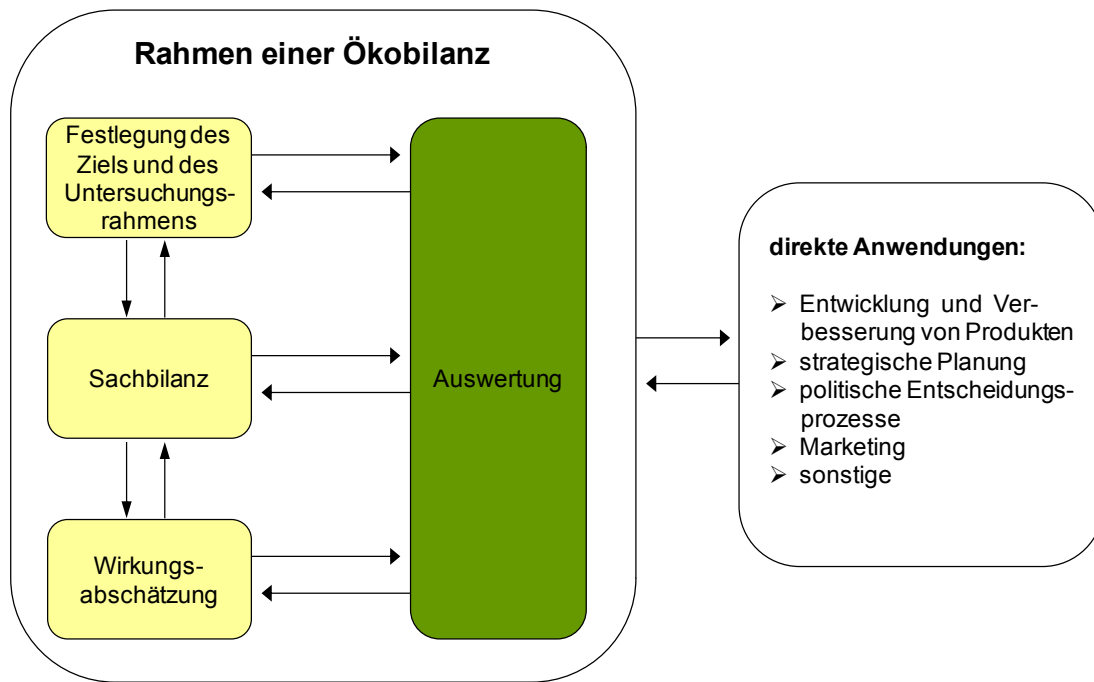


Abbildung 2-3: Bestandteile einer Ökobilanz, nach (ISO 14040:2006)

2.3.1 Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen

Die Festlegungen des Ziels und des Untersuchungsrahmens bilden den ersten Schritt einer Ökobilanzstudie. Beides muss

„... eindeutig festgelegt und auf die beabsichtigte Anwendung abgestimmt sein. Aufgrund der iterativen Eigenschaft der Ökobilanz ist der Untersuchungsrahmen während der Studie möglicherweise zu konkretisieren“ (ISO 14044, ABSCHNITT 4.2.1, S. 15).

Weiterhin müssen in der Zieldefinition die beabsichtigte Anwendung sowie die Motivation zur Durchführung der Studie eindeutig beschrieben sein. Mit der Beschreibung der Zielgruppe wird festgelegt, an wen die Ergebnisse der Studie gerichtet sind und ob die Ergebnisse der Studie und die darin enthaltenen ggf. vergleichenden Aussagen zur Veröffentlichung gedacht sind (EBD., ABSCHNITT 4.2.2). Im letzteren Fall schreibt die ISO 14040 eine kritische Prüfung (critical review) vor (ISO 14040:2006, ABSCHNITT 7.2).

Neben der Zieldefinition muss auch der Untersuchungsrahmen der Ökobilanzstudie eindeutig definiert werden. Dazu sind nach (EBD., ABSCHNITT 4.2.3.1) folgende Punkte ausführlich zu beschreiben:

- das zu untersuchende Produktsystem / ggf. die Produktsysteme
- die Funktion des Produktsystems / ggf. der Produktsysteme
- die funktionelle Einheit
- die Systemgrenzen
- die Allokationsverfahren
- die Methode zur Wirkungsabschätzung inklusive Wirkungskategorien
- die Methoden zur Auswertung

- die Anforderung an die Daten und die Datenqualität
- die getroffenen Annahmen und Einschränkungen
- ggf. Art der kritischen Prüfung
- Art und Struktur des Berichtes

Das zu untersuchende *Produktsystem* und dessen *Systemgrenzen* lassen sich mit Hilfe eines Systemfließbildes definieren. Auf diese Weise können die zum System gehörenden Prozessmodule und ihre Wechselbeziehungen dargestellt werden und somit die Systemgrenzen beschrieben werden. Weiterhin schreibt die ISO 14044 in Abschnitt 4.2.3.3.1 vor, dass „die zur Festlegung der Systemgrenzen angewendeten Kriterien“ (z.B. Abschneidekriterien) genau auf das festgelegte Ziel der Studie abgestimmt und erläutert werden müssen (EBD., ABSCHNITT 4.2.3.3).

Neben den Systemgrenzen ist bei der Festlegung des Untersuchungsrahmens *der Nutzen des Produktsystems* eindeutig zu definieren. Dazu dient die sogenannte *funktionelle Einheit*, die den Nutzen des Produktsystems quantifiziert. Weiterhin normiert die *funktionelle Einheit* als zentrale Bezugs- und Vergleichsgröße alle Inputs- und Outputs auf eine gemeinsame Einheit (die funktionelle Einheit) (EBD., ABSCHNITT 4.2.3.2; KLÖPFFER & GRAHL 2009). Auf Basis dieser Einheit lassen sich verschiedene Produktsysteme miteinander vergleichen, wie in Kapitel 3.1.4 aufgezeigt wird.

Die Auswahl der Datentypen und -quellen sowie deren Qualität sind nach ISO 14044 abhängig vom Ziel und Untersuchungsrahmen der Studie sowie von der Datenverfügbarkeit (KLÖPFFER & GRAHL 2009). Bei den Anforderungen an die Datenqualität schreibt die ISO 14044, ABSCHNITT 4.2.3.6.2 unter anderem die Berücksichtigung des möglichst optimalen zeitbezogenen, geographischen und technologischen Erfassungsbereichs vor. KLÖPFFER & GRAHL (2009) weisen in diesem Zusammenhang darauf hin, dass zwei Studien zu einem Thema aufgrund unterschiedlicher Datenqualität zu gegensätzlichen Ergebnissen kommen können.

2.3.2 Sachbilanz

Die Sachbilanz ist die zweite Phase einer Ökobilanzstudie und als

„Bestandteil der Ökobilanz, der die Zusammenstellung und Quantifizierung von Inputs und Outputs eines Produktes im Verlauf seines Lebensweges umfasst“ (ISO 14044, ABSCHNITT 3.3, S. 8)

definiert. Die in ISO 14044 festgelegte Vorgehensweise zur Durchführung einer Sachbilanz zeigt Abbildung 2-4.

Die Datenvalidierung dient dazu, nachzuweisen, dass die Anforderungen an die Datenqualität eingehalten werden. Sie lässt sich anhand von Massen- und Energiebilanzen durchführen, da die Bilanzierung der einzelnen Prozessmodule den Gesetzen der Erhaltung der Masse und der Energie unterliegt (ISO 14044, ABSCHNITT 4.3.3.2). Die Ergebnisse der Datenerhebung und -berechnung können zu Veränderungen in den Systemgrenzen führen. Eine Veränderung der Systemgrenzen ist erforderlich, wenn

Daten, Prozesse oder sogar Lebenswegabschnitte eine geringe Signifikanz aufzeigen oder der bestehende Untersuchungsrahmen um neue Prozessmodule, Inputs und Outputs erweitert werden muss. Entscheidungsgrundlage für die Anpassung der Systemgrenzen sind Sensitivitätsanalysen bezüglich der aufzunehmenden Sachbilanzdaten (ISO 14044, ABSCHNITT 4.3.3.4).

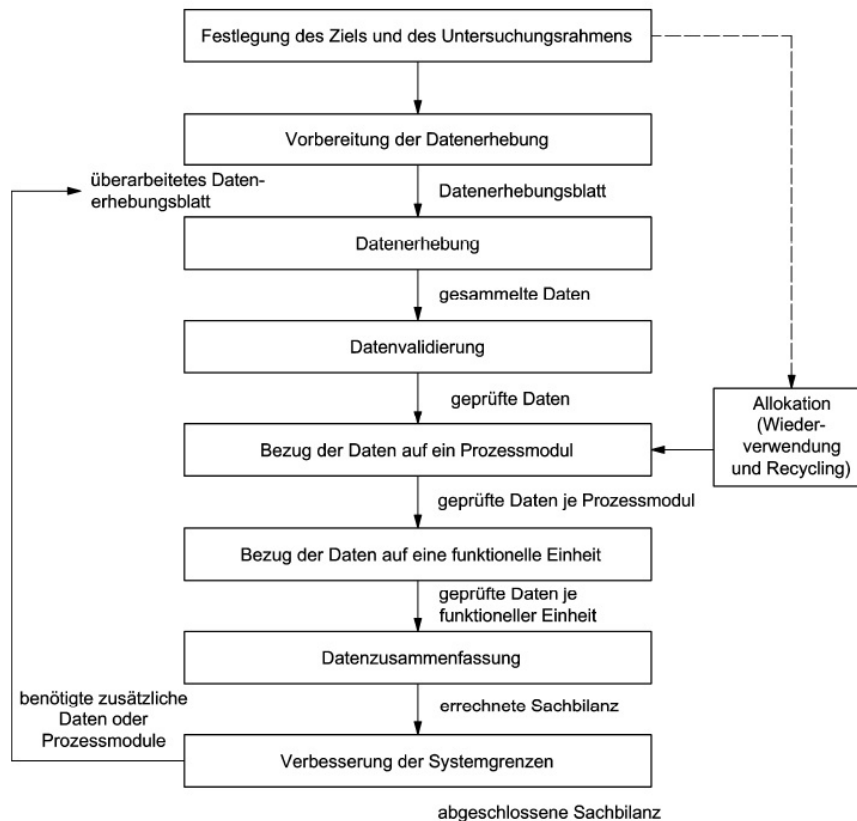


Abbildung 2-4: Vereinfachtes Verfahren einer Sachbilanz, nach ISO 14044

Die Erweiterung der Systemgrenzen kann insbesondere bei dem Auftreten von Koppelprodukten erforderlich werden. (vgl. Abbildung 2-5). In diesem Fall müssen die eingesetzten Rohstoffe und Energien sowie die entstandenen Emissionen und Abfälle den unterschiedlichen Produkten zugeteilt werden.

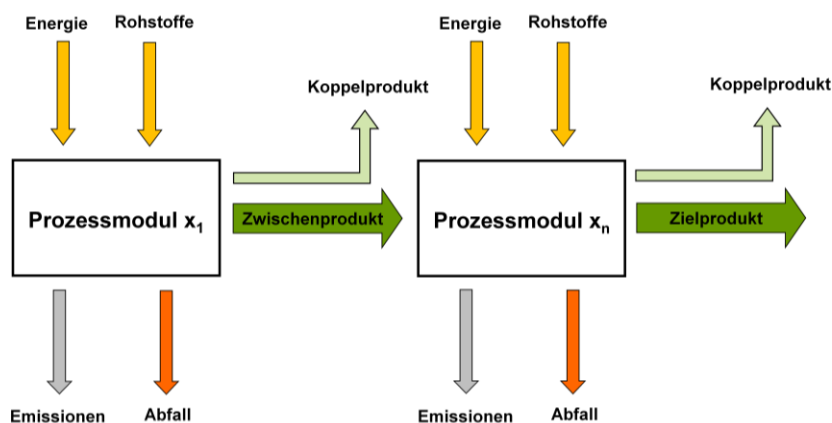


Abbildung 2-5: Schematische Darstellung einer Prozesskette (mit Koppelproduktion)

Die Zuordnung der Input- oder Outputflüsse wird nach ISO 14044, ABSCHNITT 3.17 als Allokation bezeichnet. Allokationen sind allerdings möglichst zu vermeiden, wodurch eine Erweiterung des Produktsystems erforderlich wird. Sollte eine Allokation nicht vermieden werden können, so sind die Stoffströme auf Basis von physikalischen Größen (z.B. der Masse, dem Energiegehalt) oder auf Basis von ökonomischen Größen (z.B. den ökonomischen Werten von Produkt und Koppelprodukt) den verschiedenen Prozessen zuzuweisen. Das angewendete Allokationsverfahren ist zu begründen und zu erläutern (ISO 14044). In Kapitel 3.1.5 wird auf das Thema Allokationen bezogen auf die Bilanzierung von Bioenergieprozessketten genauer eingegangen und das dieser Arbeit zu Grunde gelegte Allokationsverfahren erläutert.

2.3.3 Wirkungsabschätzung

Die Wirkungsabschätzung ist die dritte Phase der Ökobilanz und besteht aus drei verpflichtenden und drei optionalen Bestandteilen. Ziel der Wirkungsabschätzung ist die Zuordnung von *potentiellen* Umweltwirkungen der in der Sachbilanz ermittelten Inputs- und Outputs (ISO 14040). Die in ISO 14044 angeführte Formulierung „*potentielle Umweltwirkung*“ verdeutlicht, dass es sich bei der Wirkungsabschätzung um mögliche Auswirkungen auf die Umwelt handelt. Die Berechnung der potentiellen Umweltwirkungen erfolgt gemäß ISO 14040 / 44 in den folgenden drei obligatorischen Schritten:

1. Auswahl von Wirkungskategorien¹¹, Wirkungsindikatoren¹² und Charakterisierungsmethoden,
2. Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den Wirkungskategorien (Klassifizierung),
3. Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse mit Hilfe von Charakterisierungsfaktoren (Charakterisierung).

Die *Auswahl der Wirkungskategorien, der Wirkungsindikatoren und der Charakterisierungsmethoden* ist nach ISO 14044 zu begründen und hat „in Übereinstimmung mit dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen der Ökobilanz“ zu erfolgen (ISO 14044, ABSCHNITT 4.4.2.2.1, S. 34). Es werden meist bereits bestehende und international anerkannte Wirkungskategorien, -indikatoren und Charakterisierungsmethoden herangezogen. Eine bestimmte Auswahl an Wirkungskategorien und Charakterisierungsmethoden ist in ISO 14044 jedoch nicht vorgeschrieben. Allerdings erfolgt in ISO 14044 der Hinweis auf Beispiele für Wirkungskategorien in (ISO/TR 14047). Bei KLÖPFFER & GRAHL (2009) werden ebenfalls Beispiele verschiedener oft angewendeter Wirkungskategorien aufgeführt. Zu diesen zählen unter anderem:

- Treibhauseffekt,
- Versauerung,
- Eutrophierung (terrestrisch)

¹¹ Klasse, die einen Umweltaspekt beschreibt (z.B. Treibhauseffekt). Ihr werden die Sachbilanzergebnisse mit Hilfe von Charakterisierungsfaktoren zugewiesen.

¹² Ein Wirkungsindikator dient zur quantifizierbaren Darstellung einer Wirkungskategorie. Der Wirkungsindikator der Wirkungskategorie ist die CO₂-Äquivalente.

- Eutrophierung (aquatisch),
- Ökotoxizität,
- Ozonbildung (bodennah)
- Ozonabbau (Stratosphäre)

Nicht immer können mit den bereits bestehenden Wirkungskategorien die festgelegten Ziele der Ökobilanzstudie abgebildet werden, sodass neue Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und / oder Charakterisierungsmodelle festgelegt werden müssen. Diese müssen nach den Vorgaben der ISO 14044 Abschnitt 4.4.2.2.1 ausführlich beschrieben und erläutert werden. Allerdings weist die ISO 14044 explizit auf folgende Einschränkung hin:

„Wirkungsindikatoren, die für die Verwendung in zur Veröffentlichung vorgesehenen vergleichenden Aussagen bestimmt sind, sollten international akzeptiert sein“ (ISO 14044, ABSCHNITT 4.4.5, S. 45).

Nach der Auswahl der Wirkungskategorien werden die in der Sachbilanz ermittelten Input- und Outputströme unterschiedlichen Wirkungskategorien zugeordnet (*Klassifizierung*). Dabei werden sowohl die auf der Outputseite entstehenden Emissionen (z.B. Treibhausgase) als auch die auf der Inputseite erforderlichen Rohstoffe (z.B. Eisenerze) betrachtet und entsprechenden Wirkungskategorien zugeteilt (z.B. Treibhauseffekt bzw. Ressourcenbeanspruchung). Die Zuweisung eines Input- bzw. Outputstromes zu mehreren Wirkungskategorien ist, wie in Abbildung 2-6 dargestellt, möglich.

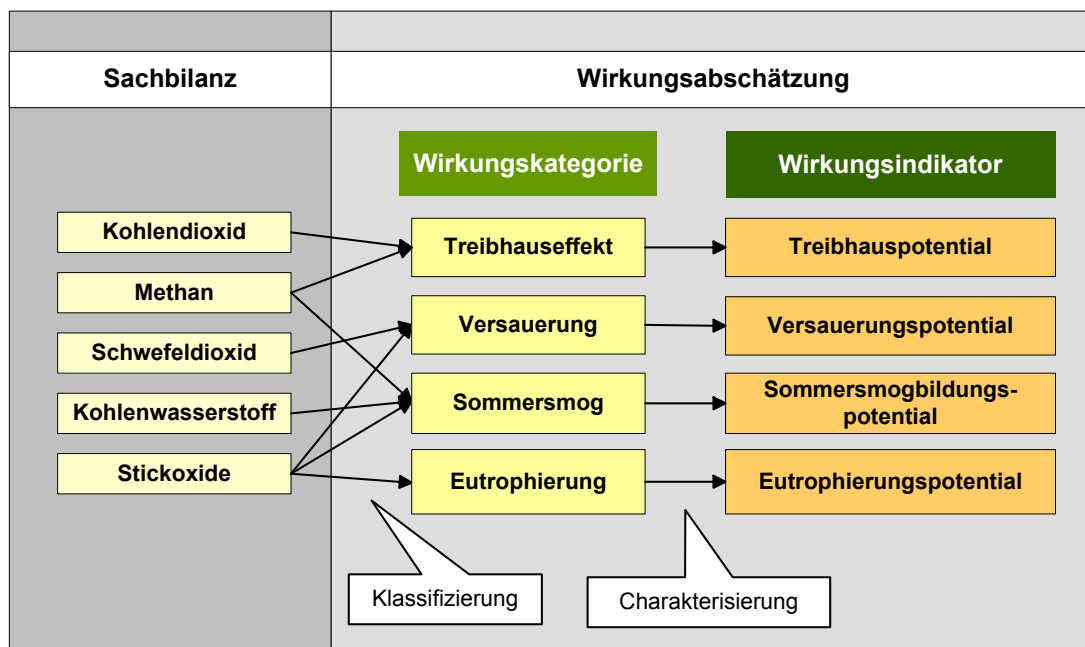


Abbildung 2-6: Schematische Darstellung einer Wirkungsabschätzung, verändert nach KOFFLER (2007)

Die Charakterisierung entspricht nach KLÖPFFER & GRAHL (2009) dem Kernstück der Wirkungsabschätzung. Hier werden die in der Sachbilanz ermittelten und in der Klassifizierung den verschiedenen Wirkungskategorien zugeordneten Größen mit den spezi-

fischen Charakterisierungsfaktoren multipliziert und somit in die spezifische Einheit des Wirkungsindikatorwertes umgerechnet (siehe Glg. 2-1). Die gemeinsame Einheit erlaubt nach ISO 14044 die Addition der unterschiedlichen Sachbilanzgrößen zu einem Wirkungsindikatorwert (ISO 14044; KLÖPFFER & GRAHL 2009).

$$\text{potentielle Umweltbelastung}_j = \sum_{i=1}^n \text{Sachbilanz}_i * \text{Charakterisierungsfaktor}_{ij} \quad \text{Glg. 2-1}$$

Für die Wirkungskategorie Treibhauseffekt bedeutet dies, dass alle Klimagase in Abhängigkeit von ihrem jeweiligen Treibhauspotential (GWP₁₀₀) zu dem Wirkungsindikatorwert Kilogramm CO₂-Äquivalente (Äqv.) aufsummiert werden. Nach IPCC (2007) hat 1 kg Kohlendioxid ein Treibhauspotential von 1 kg CO₂-Äqv. Methan dagegen hat mit 25 kg CO₂-Äqv ein 25-fach höheres Treibhauspotential und damit den Charakterisierungsfaktor 25. Folglich besitzt 1 kg Methan dasselbe Treibhauspotential wie die Emission von 25 kg Kohlendioxid.

2.3.4 Auswertung

In der vierten und letzten Phase der Ökobilanz werden die Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung unter Berücksichtigung des in der ersten Phase definierten Ziels und Untersuchungsrahmens gemeinsam ausgewertet. Nach ISO 14040 / 44 umfasst die Phase der Auswertung drei wesentliche Bestandteile:

- Identifizierung der signifikanten Parameter
- Beurteilung der Ergebnisse hinsichtlich Vollständigkeit, Sensitivität und Konsistenz
- Ableitung von Schlussfolgerungen, Darstellen der Einschränkungen, Aussprechen von Empfehlungen

Der Zusammenhang der Auswertungsphase mit den anderen Phasen der Ökobilanz wird wie folgt beschrieben:

„Die Phasen der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens und der Auswertung einer Ökobilanz stellen den Rahmen der Studie dar, während die anderen Phasen der Ökobilanz (Sachbilanz und Wirkungsabschätzung) die Informationen über das Produkt liefern“ (ISO 14044, ABSCHNITT 4.5.1.1, S. 46).

Die Beurteilung der Ergebnisse erfolgt auf Basis der Informationen aus Zieldefinition und dem Untersuchungsrahmen (z.B. der Verwendungszweck der Studie), was einerseits die Verknüpfung dieser beiden Phasen miteinander und den iterativen Ansatz der Ökobilanzmethode andererseits verdeutlicht.

2.4 Methodik der primärenergetischen Bewertung nach VDI 4600

Die primärenergetische Bewertung erfolgt in dieser Arbeit nach den Grundsätzen der VDI-Richtlinie 4600 „Kumulierter Energieaufwand – Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden“ (VDI 1997). Diese Grundsätze werden um die definierten Kenngrößen

ßen nach DREIER (2000) für die Berechnung des kumulierten Energieaufwandes (KEA) von Bioenergieprozessketten ergänzt.

Die in VDI (1997) beschriebene Methodik zur Bestimmung des kumulierten Energieaufwandes gleicht in ihrem methodischen Vorgehen den Phasen 1 und 2 der Ökobilanzierung. Die Prozesskettenanalyse erfolgt hier ebenfalls innerhalb definierter Bilanzgrenzen und gemäß den dazu getroffenen Annahmen und Randbedingungen über den gesamten Lebenszyklus des Untersuchungsobjekts. Weiterhin gleicht das als „ökonomisches Gut“ bezeichnete Untersuchungsobjekt dem in der ISO 14040 beschriebenen „Produkt“ bzw. der „Dienstleistung“ (KLÖPFFER & GRAHL 2009; VDI 1997). Da der Energieverbrauch und damit auch der kumulierte Energieaufwand jedoch nach den Kriterien der ISO 14040 / 44 eine Sachbilanzgröße darstellt, ist er nach KLÖPFFER & GRAHL (2009) kein Wirkparameter im Rahmen der Ökobilanz. Er wird jedoch als Informationsgröße zur Bewertung des energetischen Aufwandes eines Produktes auch im Rahmen einer Ökobilanz ausgewertet. Nach KLÖPFFER & GRAHL (2009) ergänzt er die in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt enthaltenden Informationen zu den eingesetzten Energieträgern in idealer Weise.

Folglich sind die Arbeitsschritte der Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen sowie die Prozesskettenanalyse (Sachbilanz) für die energetische und ökologische Bewertung in der vorliegenden Arbeit identisch ausgelegt.

2.4.1 Definitionen zum kumulierten Energieaufwand (KEA)

Nach VDI (1997) ist der kumulierte Energieaufwand als Maßeinheit für den vollständigen primärenergetisch bewerteten Aufwand eines ökonomischen Gutes (Produkt oder Dienstleistung) über seinen gesamten Lebenszyklus definiert. Demnach beinhaltet er sämtliche Energieaufwendungen, die für die Herstellung (KEA_H), die Nutzung (KEA_N) und die Entsorgung (KEA_E) des Produktes oder der Dienstleistung erforderlich sind. (VDI 1997)

$$KEA = KEA_H + KEA_N + KEA_E$$

Glg. 2-2

Kumulierter Energieaufwand für die Herstellung (KEA_H)

Der KEA_H ist die Summe der primärenergetisch bewerteten Aufwendungen, die für den Herstellungsprozess eines Produktes oder eine Dienstleistung selbst sowie für die Gewinnung, Herstellung, Verarbeitung und Entsorgung der Fertigungs-, Hilfs- und Betriebsstoffe sowie Betriebsmittel einschließlich der Transportaufwendungen erforderlich sind. (VDI 1997)

Kumulierter Energieaufwand für die Nutzung (KEA_N)

Der KEA_N ist die Summe der primärenergetisch bewerteten Aufwendungen, die für den Betrieb oder die Nutzung eines Produktes oder einer Dienstleistung erforderlich sind. Dazu zählen neben dem Betriebsenergieverbrauch die primärenergetisch bewerteten Aufwendungen für die Herstellung und Entsorgung von Ersatzteilen, Hilfs- und Be-

triebsstoffen sowie Betriebsmitteln (inkl. Transportprozesse), die für den Betrieb und die Wartung des Produktes erforderlich sind. In diesem Zusammenhang sind stets die zu Grunde gelegten Betriebs- und Nutzungszeiten des Produktes anzugeben. (VDI 1997)

Kumulierter Energieaufwand für die Entsorgung (KEA_E)

Der KEA_E ist die Summe der primärenergetisch bewerteten Aufwendungen, die für die Entsorgung und damit für das endgültige Ausschleusen des Produktes als Ganzes oder in Teilen aus dem Nutzungskreislauf erforderlich sind. Dazu zählt neben dem Energieaufwand für den tatsächlichen Entsorgungsprozess auch der kumulierte Energieaufwand für die Herstellung und Entsorgung von Hilfs- und Betriebsstoffen sowie von Betriebsmitteln (inkl. Transportprozesse) (VDI 1997).

2.4.2 Primärenergetische Bewertung regenerativer Energien

Anhand der in VDI 4600 definierten Kenngrößen führt die primärenergetische Bewertung von Bioenergiekonzepten oder anderen regenerativen Energien zu schlechteren Ergebnissen als die fossilen Alternativen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Gültigkeit des Energieerhaltungssatzes eine wesentliche Voraussetzung bei der Erstellung einer Energiebilanz ist. Dieser besagt, dass Energie weder erzeugt noch vernichtet werden kann, sondern nur von einem System in ein anderes übertragen werden kann. In Bezug auf die energetische Betrachtung eines Systems bedeutet das, dass der Eintrag von regenerativen Energien in ein Bilanzsystem nicht gleich null gesetzt werden darf, sondern zu berücksichtigen ist (DREIER 2000). Bei der Berücksichtigung von Biomasse in einem Bilanzsystem erfolgt dies über den Energiegehalt des jeweiligen Bioenergeträgers. Allerdings sind die Bereitstellungspfade für regenerative Energien in Summe mit deutlich zahlreicheren Umwandlungsprozessen und damit mit höheren spezifischen Energieaufwendungen verbunden als die Bereitstellungspfade konventioneller Alternativen.

Die notwendige Differenzierung zwischen einem regenerativen und einem nicht-regenerativen Energieeintrag beschreibt DREIER (2000) durch die Erweiterung der oben aufgeführten Definitionen um die nachfolgend beschriebene Kenngrößen. Die getrennte primärenergetische Bewertung von regenerativen und nicht-regenerativen Aufwendungen findet bei Bioenergiekonzepten vermehrt Anwendung und wird der Energiebilanzierung in der vorliegenden Arbeit zu Grunde gelegt. Im Einzelnen werden folgende Definitionen nach DREIER (2000) verwendet:

Kumulierter regenerativer Energieaufwand KRA

Der kumulierte regenerative Energieaufwand KRA ist die Summe aller regenerativen Energieaufwendungen, die für die Bereitstellung, Nutzung und Entsorgung eines Produktes oder einer Energiedienstleistung erforderlich sind.

$$KRA = \sum RA \quad \text{Glg. 2-3}$$

Kumulierter nicht-regenerativer Energieaufwand KNRA

Der kumulierte nicht-regenerative Energieaufwand KNRA ist die Summe aller nicht-regenerativen Energieaufwendungen, die für die Bereitstellung, Nutzung und Entsorgung eines Produktes oder einer Energiedienstleistung erforderlich sind. Er setzt sich aus folgenden Komponenten zusammen:

$$KNRA = \sum NRA = \sum (NRE + BSA + BMA + REA) \quad \text{Glg. 2-4}$$

NRE = nicht regenerativer Primärenergieeinsatz zur Bereitstellung der Endenergie

BSA = KEA_H der Betriebs- und Fertigungsstoffe

BMA = KEA_H der Betriebsmittel

*REA = primärenergetisch bewerteter Energieaufwand zur Entsorgung von Reststoffen
(z.B. bei der Restabfallverbrennung)*

Kumulierter Energieaufwand

Basierend auf den oben aufgeführten Definitionen setzt sich der kumulierte Energieaufwand regenerativer Energien aus der Summe des kumulierten nicht-regenerativen Aufwands KNRA und des kumulierten regenerativen Aufwands KRA zusammen:

$$KEA = KRA + KNRA \quad \text{Glg. 2-5}$$

2.5 Anforderungen an die Belastbarkeit und Durchführbarkeit ökologischer und energetischer Bewertungen

Die vorhergehenden Abschnitte beschreiben die Entwicklung der energetischen und ökologischen Bewertung bis hin zur Standardisierung der methodischen Vorgehensweise sowie unterschiedliche Anwendungsgebiete der Bewertung. Dabei variieren je nach Fragestellung die Anforderungen an Exaktheit und Belastbarkeit. Insbesondere Bilanzen, die auf politischer Ebene für Entscheidungen im Rahmen der Gesetzgebung oder Förderpolitik eingesetzt werden, sollten eine hohe Exaktheit und Belastbarkeit aufweisen. Diesen hohen Anforderungen an die Bilanzergebnisse steht eine zum Teil große Bandbreite von Ergebnissen ökologischer und energetischer Bewertungen von Bioenergien gegenüber, wie die in Kapitel 2.2.2 beschriebenen Studien von BACHMAIER et al. (2009) & GELDERMANN et al. (2012) zeigen. Die Bedeutung der Belastbarkeit der Ergebnisse für die Verwendung in politischen Entscheidungsprozessen verdeutlichen auch WARDENAAR et al. (2012) in ihrer Studie. Dort zeigen die Autoren am Beispiel der Verwendung von Allokationen in verschiedenen Bioenergie-Richtlinien Unterschiede

zwischen Ökobilanzen auf, die einerseits der Analyse einer Prozesskette zur Identifikation von Schwachstellen dienen und andererseits für politische Entscheidungsprozesse eingesetzt werden sollen. Hier führt die Verstromung von Rapsöl je nach verwendetem Allokationsverfahren zu einer 16 - 60 % Einsparung an Treibhausgasen im Vergleich zur fossilen Alternative. Damit diskutieren WARDENAAR et al. (2012) eine wichtige methodische Einflussgröße, die zu einer erheblichen Ergebnisbandbreite führen kann. Im Kontext der Bewertung von Bioenergien steht die Allokationsproblematik immer wieder im Fokus der Untersuchungen, wie auch die Studien von LUO et al. (2009) sowie MAYER & SCHRÖDER (2008) zeigen. In diesem Zusammenhang wird deutlich, dass

- die Methodik der Ökobilanzierung nach ISO 14040 / 44 oder
- die Richtlinie zur Berechnung des kumulierten Energieaufwandes nach VDI 4600,

trotz ihrer standardisierten methodischen Vorgehensweise viele Freiheitsgrade in der Umsetzung zulassen. Denn neben der Möglichkeit, unterschiedliche Allokationsverfahren anzuwenden, kann nach KLÖPFFER & GRAHL (2009) die gewählte Repräsentativität der Datengrundlage auch zu unterschiedlichen bis gegensätzlichen Bilanzergebnissen führen.

In der ISO 14040 / 44 ist festgelegt, dass die zu verwendenden Daten unter Berücksichtigung des zeitbezogenen, geografischen und technologischen Erfassungsbereiches zu erheben sind. Dies gilt sowohl für die direkten Input- und Outputströme einer Prozesskette (z.B. Menge an Stickstoffdünger für den Energiepflanzenanbau) als auch für die indirekten Sachbilanzgrößen (z.B. die Menge an Erdöl, die für die Produktion der erforderlichen Mineraldünger benötigt wird). Dabei ist die Verwendung von spezifischen Daten (Primärdaten) vorzuziehen. Allerdings ist es aufgrund der Komplexität einer zu bilanzierenden Prozesskette nicht möglich, diese ausschließlich mit spezifischen Daten abzubilden. Deshalb werden entweder generische Daten oder abgeschätzte Daten bei der Erstellung von Sachbilanzen verwendet. Dies gilt insbesondere für die Abbildung der Bereitstellungsprozesse von Energieträgern (z.B. Erdgas, Erdöl) und deren Umwandlung in Endenergien (z.B. Strom) sowie für die Darstellung von Transportprozessen, gebräuchlichen Materialien (z.B. Metalle, Kunststoffe) oder Chemikalien (z.B. Agrarchemikalien). Zu diesem Zweck stehen nach KLÖPFFER & GRAHL (2009) ProBas¹³ und GEMIS¹⁴ als kostenfreie sowie Ecoinvent 2000¹⁵ und GaBi¹⁶ als

¹³ ProBas steht für Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente und ist ein Webportal des Umweltbundesamtes (www.probas.umweltbundesamt.de). Hier stehen Ökobilanzdaten für die Durchführung betrieblicher Umweltbilanzen zur Verfügung (KLÖPFFER & GRAHL 2009)

¹⁴ GEMIS steht für Globales Emissionsmodell Integrierter Systeme und wurde ursprünglich vom Ökoinstitut und der Gesamthochschule Kassel entwickelt und vom Internationalen Institut für Nachhaltigkeitsanalysen und -strategien weiterentwickelt (www.iinas.org/gemis-de.html). GEMIS ist eine Datenbank, in der überwiegend Datensätze zur Bereitstellung verschiedener End- und Nutzenergien kostenfrei abgerufen werden können.

¹⁵ Ecoinvent 2000 ist eine der umfangreichsten und qualitativ angesehensten kostenpflichtigen Sachbilanz-Datenbank in Europa und stammt vom Swiss Centre for Life-Cycle-Inventories (KLÖPFFER & GRAHL 2009).

¹⁶ GaBi steht für Ganzheitliche Bilanzierung und ist eine kostenpflichtige Ökobilanzsoftware mit Datenbank, die von der PE International AG entwickelt und vertrieben wird.

kostenpflichtige Datenbanken und Softwareprogramme zur Verfügung. Weiterhin werden zum Teil auch direkte Input- und Outputströme der zu bilanzierenden Prozesskette mit Hilfe generischer Daten auf Basis von Datenbanken erhoben. So erfolgt insbesondere die Sachbilanzierung des Energiepflanzenanbaus in vielen Studien anhand von generischen Daten aus Datenbanken wie die des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) (KTBL 2006). In diesem Zusammenhang sind der Biomasseertrag, die erforderliche Menge an Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, die Menge des für die Feldarbeit benötigten Diesels sowie die Aufwendungen für eine mögliche Feldberechnung wichtige Parameter, die von regionalen Faktoren z.B. Klima und Boden abhängig sind. Daher kann bei der Bilanzierung des Anbaus von Energiepflanzen und deren Konversion in Bioenergie eine regionalspezifische Erhebung der Sachbilanzdaten ebenfalls zu einer starken Variation der Ergebnisse führen. Diese These bestätigen die Untersuchungen von KIM & DALE (2009) am Beispiel der Produktion von Ethanol und Sojaöl in verschiedenen Untersuchungsgebieten der USA. Die Ergebnisse zeigen eine große Schwankungsbreite in der Klimagasbilanz, wobei der Anbau der jeweiligen Energiepflanze mit der Bereitstellung des erforderlichen Stickstoffdüngers und den Lachgasemissionen aus dem Boden sowohl als größte Klimagasemissionsquelle als auch als Parameter mit der größten Schwankungsbreite identifiziert wird. Ein weiterer, das Ergebnis beeinflussender Faktor, stellt in den auf Umfrageergebnissen basierenden Untersuchungen von KIM & DALE (2009) die Feldberechnung dar.

Bei der Bewertung der Biogaserzeugung und -verstromung wird der Substratinput und damit auch der Anbau der erforderlichen Energiepflanzen als eine Größe identifiziert, die das Ergebnis beeinflusst (vgl. Kapitel 2.2.2). Folglich kann sich eine regionalspezifische Darstellung des Energiepflanzenanbaus auch entsprechend auf das Bilanzergebnis auswirken. Energetische und ökologische Bewertungen der Biogaserzeugung und -verstromung, die auf Basis generischer Daten erstellt werden, können daher Schwachstellen in ihrer Exaktheit und Belastbarkeit aufweisen. Dies gilt insbesondere für Bilanzen, die ein absolutes Klima- und Ressourcenschutzpotential ausweisen (ML 2012; MEMMLER et al. 2009) oder aber Kennzahlen zur Berechnung weiterer Klimagasbilanzen generieren (VOGT 2008B).

Dem gegenüber steht die Anforderung an eine möglichst einfache Durchführbarkeit der Bilanzen. Insbesondere, wenn das Klimaschutzpotential von Biogas für ein Bundesland (ML 2012) oder die Bundesrepublik (MEMMLER et al. 2009) ausgewiesen werden soll, ist die Bilanzierung mit einem großen Dateninput verbunden. Um die Handhabbarkeit zu gewährleisten, basieren diese Bilanzen daher meist auf generischen Daten.

3 Regional- und standortspezifische Bilanzierung des Anbaus verschiedener Energiepflanzen und ihrer Konversion zu Biogas

In dem nachfolgenden Kapitel wird die regionale und standortspezifische Bilanzierung von Bioenergieketten anhand eines Stoffstrom- und Bewertungsmodells ausführlich beschrieben und erläutert. Das Stoffstrom- und Bewertungsmodell basiert auf der in Kapitel 2.3 beschriebenen Methode zur Ökobilanzierung sowie den Richtlinien zur primärenergetischen Bewertung nach VDI 4600 und DREIER (2000). Demzufolge werden in einem ersten Schritt die getroffenen Zieldefinitionen und der darauf abgestimmte Bilanzierungsrahmen dargelegt. Die regional- und standortspezifische Sachbilanzierung bildet neben der Beschreibung verschiedener Untersuchungsszenarien den Schwerpunkt dieses Kapitels, bevor abschließend das in der Ökobilanz-Software GaBi (Ganzheitliche Bilanzierung) umgesetzte Modell am Beispiel der Biogasproduktion aus Mais und Biogasverstromung im BHKW vorgestellt wird.

3.1 Allgemeine Festlegung von Ziel- und Bilanzierungsrahmen

3.1.1 Motivation und Zieldefinition

Wie in Kapitel 2.2.2 beschrieben wurden in den letzten Jahren bereits zahlreiche Energie- und Ökobilanzen für die Erzeugung und -verstromung von Biogas erstellt sowie Parameter ermittelt, die das Ergebnis der Bilanz signifikant beeinflussen. Diese Parameter sind zum Teil abhängig von regionalen, standort- und anlagenspezifischen Gegebenheiten, wie beispielsweise der Bodenart, dem Ertragspotential oder möglichen Nutzungskonzepten der jeweiligen Bioenergie. Ziel der nachfolgenden Energie- und Ökobilanzen des Technologiepfades der Biogaserzeugung und -nutzung ist daher die Identifikation regionaler und standortspezifischer Faktoren und deren Einflüsse auf die Bilanzergebnisse. Dieses Untersuchungsziel soll mit Hilfe folgender Fragestellungen erreicht werden:

- Welchen Einfluss haben regionale, standort- und anlagenspezifische Faktoren auf die Ergebnisse der Energie- und Ökobilanzierung?
- Wie groß ist der Ergebnisunterschied von regional- und standortspezifischen Bilanzen im Vergleich zu auf allgemeingültigen Annahmen basierenden Berechnungen?

Zur Beantwortung dieser Fragestellungen werden Energie- und Ökobilanzen erstellt, die die spezifischen Gegebenheiten der in Kapitel 3.1.7 vorgestellten Untersuchungsgebiete widerspiegeln. Neben dem in Kapitel 3.1.2 beschriebenen Verfahren der Biogasgewinnung und -nutzung sind die wesentlichen zu diesem Zweck eingesetzten Energiepflanzen ein gesondert betrachteter Bestandteil der Untersuchungen.

3.1.2 Allgemeine Systembeschreibung

Die Bilanzierung der Bioenergiekonzepte in dieser Arbeit bezieht sich auf folgende Systeme:

- Anbau und Bereitstellung verschiedener Energiepflanzen zur Biogasproduktion:
 - Mais-Ganzpflanze (GP),
 - Zuckerrüben,
 - Wintertriticale- und Winterroggen-GP.
- Technologien zur Erzeugung und Nutzung von Biogas:
 - Biogasproduktion und -verstromung im BHKW (Blockheizkraftwerk)
 - Biomethanproduktion und -verstromung im BHKW

Energiepflanzen

Bei der Vorstellung der Energiepflanzen wird sowohl auf die jeweiligen energetischen Nutzungsmöglichkeiten als auch auf die jeweiligen Kulturspezifika eingegangen.

- ***Mais-Ganzpflanze***

Mais ist eine einjährige C4-Pflanze, die sowohl als Körnermais als auch als Ganzpflanze zur Erzeugung von Bioenergie genutzt werden kann. Während Körnermais überwiegend in der Ethanolproduktion Anwendung findet, wird die Mais-GP zur Biogasproduktion eingesetzt (Lewandowski et al. 2009). Letzteres ist das in Deutschland und auch in den Untersuchungsgebieten einzig auftretende Anwendungsgebiet des so genannten Energiemaisses.

Energiemais wird als Ganzpflanze geerntet und anschließend siliert. Der Biomasseertrag liegt in Deutschland bei ca. 15 t Trockenmasse (TM) / (ha · a) bei einem Trockensubstanzgehalt (TS-Gehalt) von durchschnittlich 32 - 35 %. Der spezifische Methanertrag der Mais-Ganzpflanzensilage (Mais-GPS) beträgt 295 - 380 l Methan pro Kilogramm organischer TM (LEWANDOWSKI et al. 2009).

Hinsichtlich seiner Standortansprüche ist der Mais insbesondere in der Blütezeit (Juli bis Mitte August) auf eine sehr gute Wasserversorgung von 100 bis 150 mm / m² angewiesen. Ist die Wasserversorgung auch auf leichten Böden sichergestellt, zeigt der Mais relativ geringe Ansprüche an den Boden. Mittlere und schwere Böden sind für den Maisanbau jedoch am besten geeignet (LEWANDOWSKI et al. 2009).

- ***Zuckerrüben***

Die Zuckerrübe findet als Energiepflanze in zwei verschiedenen Bioenergieerzeugungsverfahren Anwendung. Sie kann nicht nur zur Zuckerextraktion und damit zur Bioethanolproduktion, sondern auch zur Biogasgewinnung genutzt werden. Für letzteres werden der Rübenkörper und die Blattmasse gehäckselt und siliert (LEWANDOWSKI et al. 2009). Die Anbaucharakteristik der Zuckerrübe ist trotz der verschiedenen Verwertungsoptionen nahezu gleich.

Anbauziel für beide Bioenergieerzeugungsverfahren ist wie bei der Zuckerproduktion ein möglichst hoher Zuckerertrag. Auch wenn bei der Ethanolproduktion ausschließlich der Zucker in der Rübe von Interesse ist und bei der Biogasproduktion die gesamte Trockenmasse, so zeigen Untersuchungen des Instituts für

Zuckerrübenforschung Göttingen, dass der TS-Gehalt der Rübe mit deren Zuckergehalt korreliert (WINDT & HOFFMANN 2011).

Die Zuckerrübenernte findet zwischen Ende September und Ende November statt. Durchschnittlich werden in Deutschland ca. 58 t Frischmasse (FM) / (ha · a) mit einem TS-Gehalt von 18 - 26 % und einem Zuckergehalt von 70 - 80 % der Trockenmasse geerntet (LEWANDOWSKI et al. 2009). Der durchschnittliche Methanertrag von Zuckerrüben liegt nach KTBL (2009A) bei 365 l CH₄ / kg oTM. Weiterhin fallen bei einem Blatt-Rüben-Verhältnis von 0,8:1,2 neben der Rübe ca. 40 t / (ha · a) frisches Rübenblatt an, die als Biogassubstrat genutzt werden könnten. Bislang bleiben die Blätter jedoch als organischer Dünger auf dem Feld (LEWANDOWSKI et al. 2009).

Zuckerrüben haben sehr hohe Ansprüche an die Bodengüte, insbesondere an die Durchwurzelbarkeit der Krume. Auf tiefgründigen Böden mit gleichmäßiger Struktur (ohne Verdichtungen, Pflugsohlen, Steine oder Staunässe sowie einer gleichmäßigen Wasser- und Nährstoffversorgung) können die höchsten Erträge erzielt werden (LEWANDOWSKI et al. 2009).

- *Wintertriticale- und Winterroggen-Ganzpflanze*

Wintertriticale und Winterroggen werden wie der Mais als Ganzpflanzensilage zur Vergärung in Biogasanlagen eingesetzt. Ihr Biomasseertrag liegt bei etwa 10 - 15 t TM / (ha · a) mit einem TS-Gehalt von 30 - 35 % und einem spezifischen Methanertrag von 310 - 350 l CH₄ / kg oTM (LEWANDOWSKI et al. 2009).

Der Roggen ist die Getreideart mit den geringsten Ansprüchen an Boden und Klima. Er verträgt auch nährstoffarme Standorte mit einem geringen Wasserhaltevermögen und geringen pH-Werten (LEWANDOWSKI et al. 2009).

Die Triticale soll zwar die Leistungsstärke des Weizens und die Anspruchslosigkeit des Roggens vereinen, zeigt aber insgesamt höhere Ansprüche an den Standort als der Roggen. Die höchsten Erträge erreicht die Wintertriticale-Ganzpflanze auf Parabraunerden und Marschböden (LEWANDOWSKI et al. 2009).

Biogaserzeugung und -nutzung

Nachfolgend ist das Konzept der Biogaserzeugung und -nutzung basierend auf dem in Literatur und Praxis verfügbaren Stand der Technik beschrieben.

Die Verfahrensbeschreibung ist in die Funktionsbereiche der Biogasproduktion und Biogasnutzung unterteilt. Weiterhin gehören das Substratmanagement (Anlieferung, Lagerung, Aufbereitung, Transport und Einbringung) sowie die Gärrestlagerung, -aufbereitung und -ausbringung zum Betriebsablauf einer Biogasanlage (FNR 2010).

- *Biogasproduktion*

Grundsätzlich können organische Abfälle, Wirtschaftsdünger sowie speziell für die Vergärung produzierte Energiepflanzen wie zum Beispiel Mais-

Ganzpflanzensilage (GPS), Roggen-GPS und Triticale-GPS unter Sauerstoffausschluss in einem mikrobiellen Abbauprozess zu Biogas vergoren werden (FNR 2010). Der Hauptbestandteil des entstehenden Biogases ist energiereiches Methan (50 - 75%). Weitere Anteile des Gasgemisches sind Kohlendioxid (25 - 45%), Wasserdampf (2 - 7%), Schwefelwasserstoff (<1%) sowie verschiedene Spurengase. Die verwendeten Substrate bestimmen durch ihr spezifisches Biogasbildungspotential die Biogasertragsmenge.

Die Verfahrenstechnik der Biogasproduktion hängt nach FNR (2010) vor allem von folgenden Parametern ab:

- eingesetzte Substrate
- Trockensubstanzgehalt
- Art der Beschickung
- Anzahl der Prozessphasen
- Prozesstemperatur.

Für die Vergärung von Abfällen, Wirtschaftsdüngern und Energiepflanzen haben sich kontinuierlich betriebene Nassvergärungsanlagen im volldurchmischten Fermenter etabliert und kommen in Deutschland hauptsächlich zum Einsatz (LEMMER 2011). Deshalb ist das Verfahrensprinzip der kontinuierlich betriebenen Nassvergärung auch Gegenstand der energetischen und ökobilanziellen Untersuchung. Zu den wesentlichen Komponenten einer kontinuierlich betriebenen Nassvergärungsanlage gehören unter anderem:

- ein oder mehrere Fermenter mit Gasspeicher, Rühraggregat und Heizung,
- ein oder mehrere Nachgärer mit Gasspeicher, ggf. Rühraggregat und ggf. Heizung,
- ein Faulsubstratlagerbehälter ggf. gasdicht,
- ein oder mehrere Feststoffdosierer mit Vorratsbehälter,
- eine Vorgrube für flüssige Substrate (z.B. Gülle) inklusive Zentralpumpe
- eine Fahrsiloanlage.

Je nach Betriebsweise sind jedoch nicht alle der genannten Bestandteile zwingend für den Betrieb einer Biogasanlage erforderlich. Eine ausführliche Beschreibung dieser und weiterer Komponenten einer Nassvergärungsanlage ist mit der dazugehörigen Verfahrenstechnik unter anderem in LEMMER (2011), FNR (2010) sowie EDER & KRIEG (2012) zu finden. Einen genauen Überblick über die Biologie der Biogasgewinnung liefern unter anderem BISCHOFBERGER (2005), FNR (2010) & LEMMER (2011).

Für den Betrieb der Biogasanlage ist Prozessenergie in Form von Strom und Wärme erforderlich. Der Wärmebedarf einer Biogasanlage wird für die Aufrechterhaltung der Prozesstemperatur in den Fermentern benötigt und liegt durchschnittlich bei 15 % der im BHKW erzeugten Wärme. Darüber hinaus liegt der Eigenstrombedarf für den Antrieb der Rührwerke, der Feststoffeinträge und

Pumpen bei durchschnittlich 7 % der Stromproduktion (FNR 2009A; DRESSLER 2010; LEMMER 2011). Der Strom wird aus ökonomischen Gründen allerdings nicht aus der eigenen Erzeugung genutzt, sondern von dem angeschlossenen Netzbetreiber zugekauft.

- *Gärrestlagerung und -ausbringung*

Neben dem Biogas als Hauptprodukt fällt im Gärprozess der sogenannte Gärrest an. Die Qualität des Gärrestes ist abhängig von den eingesetzten Gärsubstraten. Die Vergärung von Wirtschaftsdüngern und Energiepflanzen erzeugt Gärreste, die zum Teil hohe Nährstoffgehalte aufweisen (vgl. Tabelle 3-10, Seite 56). Dies ist darauf zurückzuführen, dass durch die Vergärung im Wesentlichen die Kohlenstoffe der Substrate abgebaut werden und die in den Substraten enthaltenden Nährstoffe weitestgehend erhalten bleiben (FNR 2010). Analog zum Wirtschaftsdünger werden Gärreste auf landwirtschaftliche Flächen ausgebracht und substituieren damit Mineraldünger.

Eine geeignete Lagerung der Gärreste, auch zur Überbrückung der Sperrfrist nach Düngemittelverordnung (DüV) §4 Abs. 5, ist nicht nur aufgrund der hohen Düngewirkung der Gärreste erforderlich. Insbesondere die offene Lagerung von Gärresten kann zur Emission von klimarelevanten Gasen wie Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) sowie zur Emission von Ammoniak (NH_3) und weiteren geruchsintensiven Stoffen führen. Deshalb ist im EEG 2009 die Abdeckung des Gärrestlagers für genehmigungspflichtige Anlagen nach Bundes-Immissionsschutz-Gesetz eine wesentliche Vergütungsvoraussetzung. Dies betrifft alle Neuanlagen mit einer elektrischen Leistung von mehr als $380 \text{ kW}_{\text{el}}$ bzw. einem Gülleeinsatz von über 2.500 m^3 (FNR 2010).

Die Ergebnisse des Biogasmessprogramms II aus dem Jahr 2009 sowie eine Betreiberumfrage des Deutschen Biomasse Forschungszentrums (DBFZ) aus dem Jahr 2010 zeigen jedoch, dass nur ein Viertel bzw. ein Drittel aller untersuchten Bestandsanlagen eine gasdichte Abdeckung des Gärrestlagers haben (FNR 2009A; FNR 2010; LIEBTRAU et al. 2011).

Neben der Gärrestlagerung spielt die Ausbringungstechnik insbesondere für die Vermeidung von Ammoniakemissionen eine wichtige Rolle. Die Ausbringung nach guter fachlicher Praxis sollte gemäß DüV nahezu verlustfrei erfolgen, so dass emissionsmindernde Verteiltechniken wie z.B. die Schleppschlauchtechnik bevorzugt zum Einsatz kommen (FNR 2010). Weiterhin ist der applizierte Gärrest insbesondere auf unbestellten Flächen unverzüglich einzuarbeiten, um weitere Ammoniakverluste zu verhindern. Untersuchungen von DÖHLER (2002), zitiert nach KTBL (2009B), zeigen, dass bei Ausbringung von Rindergülle mittels Schleppschlauch und einer Einarbeitung nach 12 Stunden der Ammoniakverlust bei ca. 30 % des gedüngten Ammoniumstickstoffs ($\text{NH}_4\text{-N}$) liegt. Die Ausbringung von Rindergülle ist mit der Ausbringung dickflüssiger Gärreste zu verglei-

chen (KTBL 2009A & 2009B), sodass bei Gärresten von Ammoniakverlusten in ähnlicher Größenordnung auszugehen ist.

- *Biogasnutzung*

Das erzeugte Biogas kann auf verschiedene Arten genutzt werden. Nachfolgend werden die dezentrale Verstromung in Kraft-Wärme-Kopplung (KWK)¹⁷ sowie die Biogasaufbereitung und Einspeisung mit anschließender zentraler Verstromung in KWK¹⁸ betrachtet.

- *Dezentrale Verstromung in Kraft-Wärme-Kopplung*

Die überwiegende Nutzungsart von Biogas ist die Verbrennung im Blockheizkraftwerk zur Erzeugung von Strom und Wärme am Ort der Biogasanlage oder in unmittelbarer Nähe in einem sogenannten Satelliten-BHKW. Bevor das entstandene Biogas allerdings einer Verwertung im BHKW zugeführt werden kann, muss es entschwefelt und getrocknet werden. Bei der Gasverwertung kommen überwiegend Gas- und Zündstrahlmotoren zum Einsatz (FNR 2010).

Der im BHKW produzierte Strom wird anschließend in das Stromnetz eingespeist. Um die Gesamtenergieeffizienz der Biogasanlage zu steigern, ist die Nutzung der entstehenden Abwärme zwingend erforderlich. Ein Teil der Abwärme (ca. 15 %) wird wie oben beschrieben für die Aufrechterhaltung der Prozesstemperatur in den Fermentern genutzt (FNR 2009A; DRESSLER 2010; LEMMER 2011). Bei landwirtschaftlichen Biogasanlagen wird die Überschusswärme zur Beheizung von Betriebsgebäuden und Ställen genutzt. Darüber hinaus kann die Überschusswärme, sofern möglich, auch für Trocknungsprozesse, zur Wärmeversorgung von anliegenden Wohngebieten oder als Prozesswärme in Industriegebieten verwendet werden (FNR 2010). Im Rahmen der nachfolgenden Bilanzierungen kommen je nach Untersuchungsgebiet alle der genannten Nutzungsoptionen zum Einsatz (vgl. Kapitel 3.1.7).

- *Aufbereitung und Einspeisung*

Eine weitere Nutzungsmöglichkeit, die in den letzten Jahren immer mehr an Bedeutung gewonnen hat, ist die Einspeisung von Biogas in das Erdgasnetz. Dabei ist eine wesentlich aufwendigere Aufbereitung aufgrund der Abtrennung des Kohlendioxids und der deutlich höheren Reinheitsanforderungen hinsichtlich des Schwefelwasserstoffgehalts im Biogas erforderlich als bei der dezentralen KWK-Nutzung. Zur Aufbereitung von Biogas zum Erdgas-substitut werden derzeit im Wesentlichen die Druckwasserwäsche (DWW),

¹⁷ Verstromung des Biogases in einem Block-Heiz-Kraftwerk (BHKW) am Standort der Biogasanlage bzw. in geringer Entfernung.

¹⁸ Entnahme des Biomethans aus dem Erdgasnetz und Verstromung in einem BHKW an zentraler Stelle mit nahezu 100%iger Wärmesenke (z.B. Wohnsiedlungen, Krankenhäuser, industrielle Wärmenutzung).

die Druckwechseladsorption (PSA = Pressure Swing Adsorption) und die drucklose Aminwäsche genutzt (DENA 2013). Eine Gegenüberstellung der drei genannten Aufbereitungsverfahren zeigt die energetische Bewertung der Biogasaufbereitung und –einspeisung im Vergleich zur dezentralen Verstromung. Diese Ergebnisse sind unter anderem in DRESSLER et al. (2011B) veröffentlicht und zeigen für die Aminwäsche im Vergleich zu den beiden anderen Aufbereitungsverfahren deutliche Vorteile in der Energiebilanz.

Den nachfolgenden Bewertungen und Analysen ist allerdings das Verfahren der Druckwasserwäsche zu Grunde gelegt. Die Auswahl ist darauf zurückzuführen, dass die Druckwasserwäsche zu Beginn der Datenaufnahme im Jahr 2010 nach Angaben der DENA das meist angewendete Aufbereitungsverfahren war. Mittlerweile wird die drucklose Aminwäsche häufiger eingesetzt (vgl. DENA (2013)).

Die Druckwasserwäsche beruht auf dem Prinzip der höheren physikalischen Wasserlöslichkeit von CO_2 , H_2S und NH_3 gegenüber CH_4 bei höheren Drücken (ca. 7 bar). Das Aufbereitungsverfahren läuft in mehreren Schritten ab. Zunächst wird das Biogas in zwei Stufen auf den Verfahrensdruck von 7 bar verdichtet und gekühlt und anschließend unten in eine Absorptionskolonne geleitet. Dort werden die Schadstoffe und ein geringer Teil Methan im Gegenstrom zum Waschwasser von diesem aufgenommen. Das aufbereitete Biogas tritt am Kopf der Kolonne aus und wird abschließend einer Kondensatabscheidung und Trocknung zugeführt. Der Methangehalt des aufbereiteten Biomethans liegt nach URBAN et al. (2009) bei ca. 97 % mit einer Rest- CO_2 -Konzentration von ca. 2 %.

Das Waschwasser wird einer Aufbereitung zugeführt, indem es zunächst in einer Entspannungssäule auf einen geringeren Druck gebracht wird. Dabei entweichen das aufgenommene CH_4 und ein geringer Anteil an CO_2 , das beides dem Rohgas nach der ersten Verdichterstufe wieder zugeführt wird. Dadurch kann der Methanschlupf nach Angabe des Anlagenherstellers Malmberg unter 1 % gehalten werden. Zur weiteren Regeneration wird das Waschwasser am Boden der Entspannungssäule abgepumpt und in den Kopf eines Desorbers eingesprüht, in den im Gegenstrom von unten Luft eingeblasen wird. So werden die Schadstoffe CO_2 , H_2S und NH_3 aus dem Wasser desorbiert und mit der Luft als Strippgas über einen Biofilter in die Atmosphäre ausgeleitet, während das regenerierte Waschwasser dem Kreislauf zurückgeführt wird (URBAN et al. 2009)

Der wesentliche Unterschied zwischen der dezentralen KWK-Nutzung und der Biogasaufbereitung und -einspeisung in das Erdgasnetz ist die fehlende Prozesswärme für die Beheizung der Fermenter bei der letztgenannten Verwertungsoption. Deshalb benötigen Biogasanlagen mit Gasaufbereitung eine gesonderte Wärmebereitstellung. Möglichkeiten hierfür sind eine Hack-

schnitzelfeuerung oder die Abzweigung eines Biogas-Teilstroms zur Verbrennung in einem BHKW. Letztgenannte findet in der Metropolregion, in der sich auch die Untersuchungsgebiete befinden (vgl. Kapitel 3.1.7, Abbildung 3-5), vermehrt Anwendung und ist daher Gegenstand der nachfolgenden Bilanzierung.

Bevor das aufbereitete Biogas in das Erdgasnetz eingespeist werden kann, ist es erforderlich, es auf einen höheren Druck als den vorliegenden Leitungsdruck zu verdichten. Dafür kann je nach Druckniveau ein weiterer Energieaufwand erforderlich sein (FNR 2009B). Nach der Entnahme des Gases aus dem Erdgasnetz wird das Biomethan wie Erdgas genutzt.

- *Zentrale Verstromung in einem wärmegeführten BHKW*

Die Nutzung des eingespeisten Biomethans erfolgt an einem Standort mit einer ausreichend großen Wärmesenke, sodass die Wärme zu 100 % genutzt werden kann. Die Wirkungsgrade des Gas-BHKWs unterscheiden sich von denen des Biogas-BHKWs am Ort der Biogasanlage. Dies ist auf die unterschiedliche Gaszusammensetzung zurückzuführen. In diesem Zusammenhang wird für die nachfolgende Bilanzierung ein wärmegeführtes Gas-BHKW mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 38,3 % und einem thermischen Wirkungsgrad von 48 % betrachtet (ASUE 2011).

3.1.3 Systemgrenzen

Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, sind die Systemgrenzen der regional- und standortspezifischen Bilanzierung des Energiepflanzenanbaus sowie der Biogaserzeugung und -nutzung für die in Kapitel 3.1.7 dargestellten Untersuchungsgebiete identisch. Sie umfassen die vollständigen Prozessketten des Technologiepfades der Biogaserzeugung und -verstromung „von der Wiege bis zur Bahre“. Das bedeutet, dass die in die entsprechende Prozesskette einfließenden Stoff- und Energieströme bis hin zur Entnahme der erforderlichen Rohstoffe aus der Umwelt betrachtet werden. Diese Vorgehensweise ist exemplarisch anhand der Prozesskette der Biogasgewinnung aus Mais-GPS und dezentraler KWK-Nutzung in Abbildung 3-1 dargestellt. Wie aus Abbildung 3-1 hervorgeht, erstreckt sich die Prozesskette der Biogasgewinnung und -nutzung im BHKW vom Anbau des Energiemaies über den Biomassetransport zur Biogasanlage, die Silierung und Lagerung der Mais-GPS, die Biogasgewinnung bis hin zur Verstromung des Biogases im BHKW auf der einen Seite sowie zur Ausbringung der Gärreste auf der anderen Seite. Diese Prozessabschnitte werden immer weiter unterteilt. So besteht der Prozessabschnitt der Biogasgewinnung aus den Teilprozessen der Substratbeschickung, der Fermentation und der Biogasentschwefelung und -trocknung, in die verschiedene Energie- und Stoffströme (z.B. in Form von Strom, Wärme oder verschiedenen Prozesshilfsmitteln) fließen. Durch diese Aufsplitterung der Prozesskette entsteht eine weit verzweigte Baumstruktur, aus der abgelesen werden kann, welche vorgelagerten Ketten innerhalb des Bilanzrahmens des zu untersuchenden Systems liegen und mitbilanziert werden.

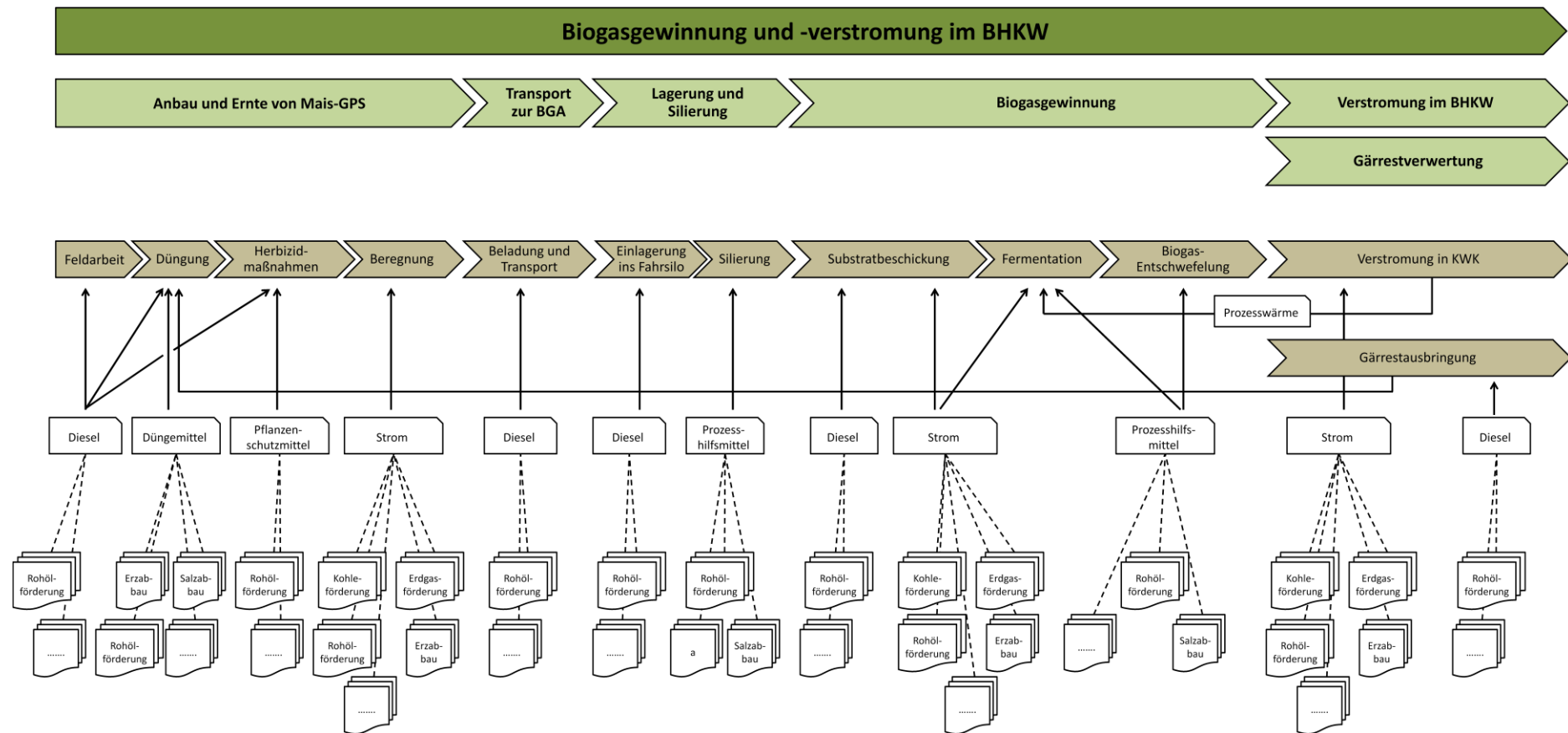


Abbildung 3-1: Prozesskette der Biogasgewinnung und -verstromung im BHKW

Auch wenn eine lebenszyklusweite Betrachtung der Prozessketten in der ISO 14040 empfohlen wird, sind Anfang und Ende der Prozesskette abhängig von der definierten Zielstellung. Bei der Bilanzierung der Energiepflanzen enden die jeweiligen Prozessketten bei der Ernte. Das bedeutet, dass bei dieser Betrachtung lediglich der Anbau und die Bereitstellung der Energiepflanzen analysiert werden. Die anschließenden Transportprozesse vom Feld zur Biogasanlage werden erst bei der Bilanzierung der lebenszyklusweiten Prozesskette der Biogaserzeugung und -verstromung berücksichtigt. Hier enden die Prozessketten am Ausgang des BHKWs mit der Produktion von Strom und Wärme.

Die in Abbildung 3-1 dargestellte Baumstruktur verdeutlicht den hohen Aufwand, der mit dem lebenszyklusweiten Bilanzierungsansatz verbunden ist. Um den Bilanzierungsaufwand der nachfolgenden Analysen auf ein handhabbares Maß zu reduzieren, gelten für sämtliche in der vorliegenden Arbeit durchgeführten Bilanzierungen die in Abbildung 3-2 dargestellten Abbruchpunkte und -kriterien.

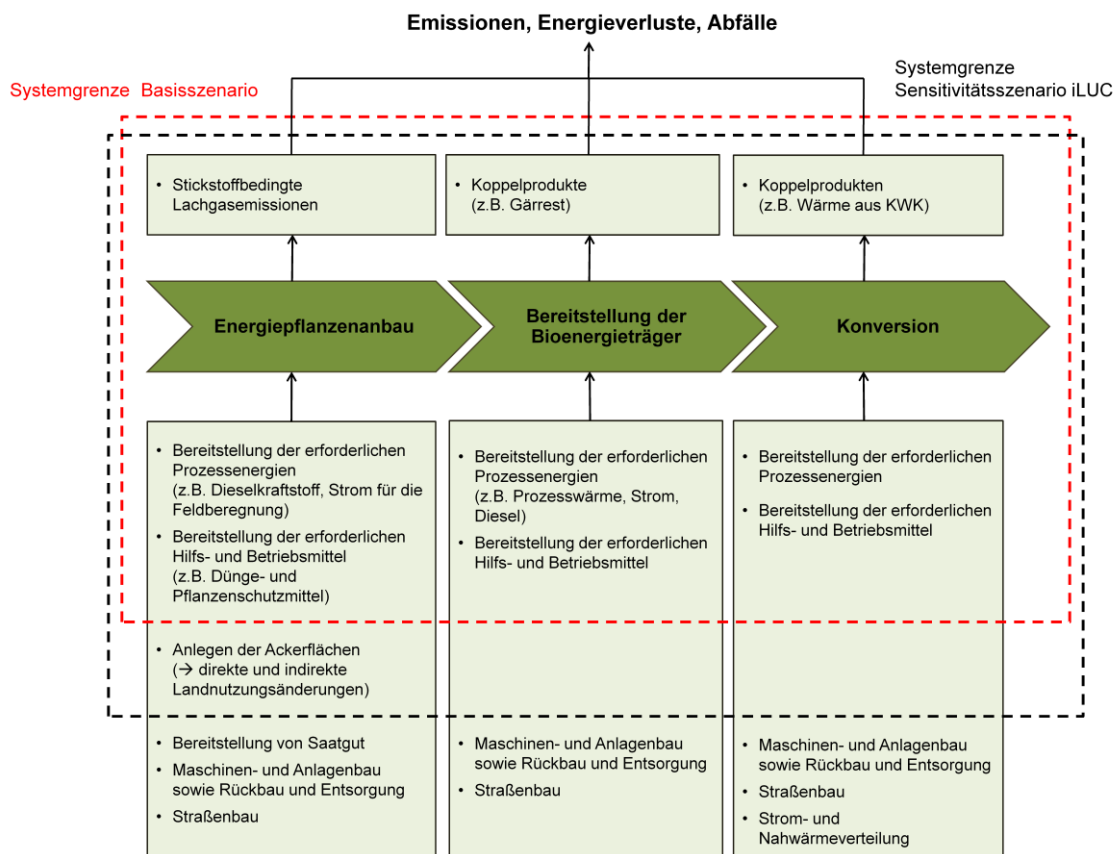


Abbildung 3-2: Überblick über die allgemeinen Systemgrenzen bei der Bilanzierung der Energiepflanzenproduktion und Bioenergiegewinnung

Bei der vorliegenden Analyse und Bewertung des Energiepflanzenanbaus sowie der Biogaserzeugung und -verstromung liegen das Anlegen der erforderlichen Ackerflächen und die damit verbundenen direkten und indirekten Landnutzungsänderungen in den Basisszenarien außerhalb der Systemgrenzen (siehe rote Linie zur Angabe der Systemgrenze in Abbildung 3-2).

Für die Bewertung direkter Landnutzungsänderungen¹⁹ fehlt eine fundierte und regionalspezifische Datengrundlage. Es ist zwar von 2002 bis 2010 ein Rückgang des Dauergrünlands in Niedersachsen von 781.484 ha (ML 2002) auf 693.042 ha (ML 2011) zu beobachten, diese Zahl lässt sich aber nicht auf die ausgewählten Untersuchungsgebiete herunterbrechen. Außerdem kann derzeit nicht abgeleitet werden, wie viel Prozent dieser Fläche tatsächlich in Ackerfläche umgewandelt wurde und nun zum Anbau von Energiepflanzen genutzt wird (LÜHRS 2011).

Für die Bewertung indirekter Landnutzungsänderungen²⁰ existieren verschiedene Ansätze zur Berücksichtigung derselben in der Klimagasbilanzierung (FRITSCH & WIEGMANN 2011; FEHRENBACH et al. 2009). In den Untersuchungsgebieten findet der vermehrte Anbau von Energiepflanzen jedoch zum größten Teil auf ehemaligen Stilllegungsflächen statt, sodass indirekte Landnutzungsänderungen hier vorerst eine untergeordnete Rolle spielen (ROTH et al. 2011; LSKN 1999-2008). Ein weiterer Ausbau der Bioenergien und des damit verbundenen Energiepflanzenanbaus könnte jedoch zu Nutzungskonkurrenzen und einhergehenden Verdrängungseffekten führen, die wiederum zu indirekten Landnutzungsänderungen führen können. Deshalb wird bei der Bilanzierung der Biogaserzeugung und -nutzung (vgl. Kapitel 5) im Rahmen eines Sensitivitätsszenarios der Einfluss indirekter Landnutzungsänderungen auf die Ergebnisse der Klimagasbilanzierung diskutiert. Hierfür wird der von FRITSCH & WIEGMANN (2011) vorgeschlagene untere Randwert von 3,5 t CO₂-Äqv. / ha Anbaufläche und Jahr berücksichtigt. Weiterhin erfolgt eine generelle Diskussion zur Berücksichtigung direkter und indirekter Landnutzungsänderungen bei der Bilanzierung von THG-Emissionen (vgl. schwarze Linie zur Angabe der Systemgrenze in Abbildung 3-2).

Außerdem wurden alle Stoffströme, die mit dem Bau und dem Abriss der innerhalb der Prozesskette erforderlichen Infrastrukturen (z.B. verfahrenstechnische Anlagen, Straßen und Gebäude) verbunden sind, nicht berücksichtigt. Diese Aufwände wären auf die Lebensdauer der jeweiligen Anlage herunter zu brechen und hätten dann nur einen sehr geringen Einfluss auf die Bewertungsergebnisse der gesamten Prozesskette. Dies bestätigen auch die Untersuchungsergebnisse von HARTMANN (2006), in denen der Bau und Abriss der Biogasanlage lediglich einen Anteil von 1 -2 % an den Umweltlasten haben.

Die Verteilung von Strom und Wärme wird ebenfalls nicht mit bilanziert. Gründe dafür sind stark schwankende Netzverluste. Diese liegen bei der Wärmeübertragung zwischen 2 - 17 % und sind abhängig von der Leitungslänge, der Art und dem Umfang der Isolierung sowie dem Temperaturniveau (KÖNIG 2009). Bei der Stromverteilung liegen

¹⁹ Direkte Landnutzungsänderungen entstehen, wenn die Fläche, die zukünftig zum Anbau von Energiepflanzen oder für andere Nutzungsarten verwendet wird, zuvor durch einen anderen Vegetationstyp belegt war (z.B. Grünlandumbruch zum Anbau von Silomais) FRITSCH & WIEGMANN (2011).

²⁰ Als indirekte Landnutzungsänderung wird die Verdrängung des Anbaus von Nahrungs- bzw. Futtermitteln oder Faserpflanzen auf eine andere Fläche bezeichnet. Nach FRITSCH & WIEGMANN (2011) ist die auf der anderen Fläche stattfindende direkte Landnutzungsänderung mit auf den Energiepflanzenanbau zurückzuführen und bei der Bilanzierung der lebenswegweiten THG-Emissionen mit zu berücksichtigen.

die Netzverluste durchschnittlich bei 5,5 % (STATISTISCHES BUNDESAMT 2012) und können je nach Spannungsebene zwischen 0,6 % und 13,8 % (FRISCHKNECHT et al. 1996), zitiert nach GELDERMANN et al. (2012) schwanken. Die Netzverluste der Wärmeübertragung und Stromverteilung lassen sich mit ihren hohen Schwankungsbreiten nicht auf den regionalspezifischen Ansatz der vorliegenden Bilanzierung übertragen. Es müsste vielmehr eine genaue Erhebung zur Beschaffenheit der Wärme- und Stromnetze erfolgen. Diese Erhebung steht nicht im Fokus der ohnehin hochkomplexen und durch ein großes Datenaufkommen gekennzeichneten Untersuchungen und muss daher von der Bilanzierung ausgeschlossen werden. Als Alternative kann eine einheitliche durchschnittliche Verlustrate für die Untersuchungsgebiete angenommen werden. Da sich diese gleichermaßen auf die Ergebnisse auswirkt und somit keinen Einfluss auf die Regionalität der Bilanzergebnisse hat, wird die gesamte Strom- und Nahwärmeverteilung in der nachfolgenden Bilanzierung vernachlässigt.

3.1.4 Funktionelle Einheit

Wie die Darstellung der zu untersuchenden Systeme (vgl. Kapitel 3.1.2) und deren Bilanzrahmen (vgl. Kapitel 3.1.3) zeigt, werden bei der regional- und standortspezifischen Bilanzierung zwei verschiedene Aspekte betrachtet: der Energiepflanzenanbau und die Produktion von Strom und Wärme aus Biogas. Dementsprechend werden diesen Betrachtungen auch unterschiedliche funktionelle Einheiten zu Grunde gelegt.

Für den Vergleich des Energiepflanzenanbaus wird die funktionelle Einheit als eine Tonne frisches Erntegut (*1 t Frischmasse (FM)*) definiert. Als Vergleichsgröße für die Strom- und Wärmegewinnung aus Biogas dient eine Kilowattstunde (*1 kWh*) Strom.

3.1.5 Allokationsverfahren

Innerhalb einer Prozesskette können neben den Zielprodukten zahlreiche Nebenprodukte und Reststoffe anfallen. Bei der Biogasproduktion und -verstromung im BHKW fällt beispielsweise neben dem Strom als Zielprodukt Wärme als Koppelprodukt an (vgl. Abbildung 3-3).

Kann das anfallende Koppelprodukt (hier die Wärme) einer weiteren Nutzung zugeführt werden, ist es erforderlich, die bis zu dem jeweiligen Prozessschritt anfallenden Aufwendungen zwischen Zielprodukt und Koppelprodukt aufzuteilen. Die Aufteilung der dem jeweiligen Prozess vorgelagerten Aufwendungen kann durch unterschiedlichste Allokationsverfahren durchgeführt werden. Dazu zählen unter anderem die Methode der Bilanzraumerweiterung (Gutschrift des substituierten Referenzsystems), die zielproduktorientierte Methode und die quantitative Methode. Diese Methoden sind u.a. in KLÖPFFER & GRAHL (2009), IGELSPACHER (2003) & DREIER (2000) erläutert.

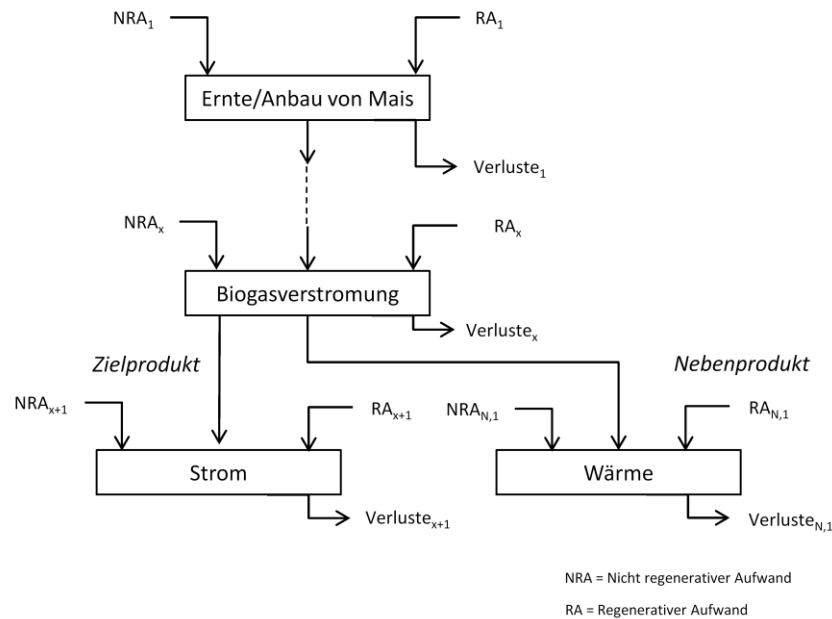


Abbildung 3-3: Schema einer Prozesskette mit Koppelproduktion am Beispiel Stromgewinnung in KWK mittels Biogas-BHKW, verändert nach (IGELSPACHER 2003)

Der regional- und standortspezifischen Bewertung verschiedener Energiepflanzen sowie der Biogasgewinnung und -nutzung ist die Methode der Bilanzraumerweiterung (Gutschrift des substituierten Referenzsystems) zu Grunde gelegt. Bei dem Vergleich der Stromgewinnung aus Biogas mit dem gegenübergestellten Marginalstrom muss hier eine Nutzengleichheit dieser beiden Untersuchungssysteme hergestellt werden (vgl. Abbildung 3-4).

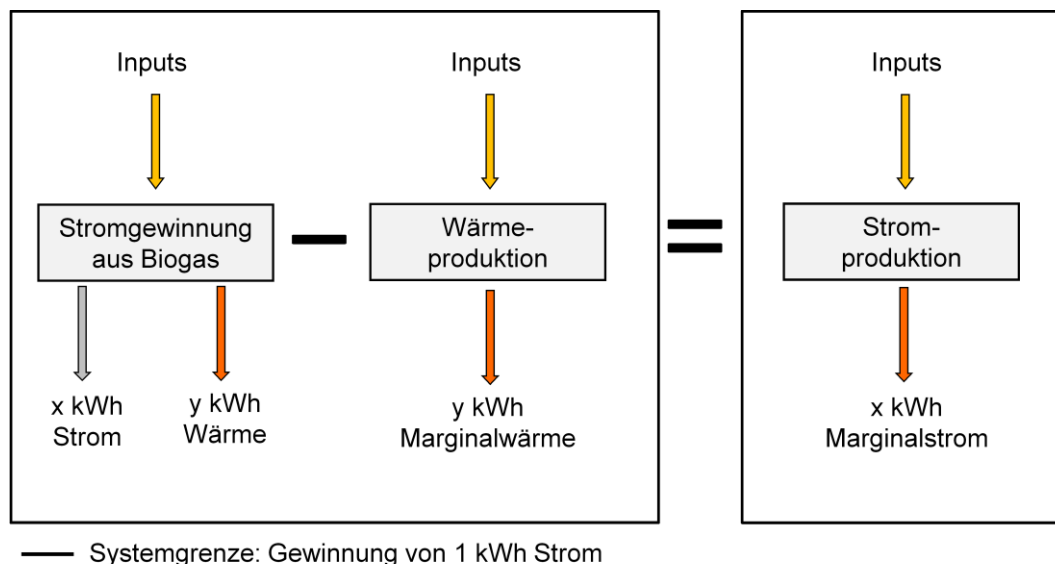


Abbildung 3-4: Herstellung der Nutzengleichheit bei der Systemraumerweiterung durch Subtraktion eines Äquivalenzsystems, verändert nach KLÖPFFER & GRAHL (2009)

Dies erfolgt nicht nur durch dieselbe funktionelle Einheit. Vielmehr müssen beide zu vergleichende Untersuchungssysteme auch die gleichen Produkte erzielen (z.B. beide nur Strom oder beide Strom und Wärme). Um diese sogenannte Nutzengleichheit zu

erzielen, werden die Emissionen eines Äquivalenzprozesses (z.B. Marginalwärme) in gleicher Wertigkeit des Koppelproduktes (z.B. Wärme aus KWK) von dem Bilanzraum, in dem das Koppelprodukt entsteht (z.B. Stromgewinnung aus Biogas), abgezogen (KLÖPFFER & GRAHL 2009; IGELSPACHER 2003). Der Bilanzraum erhält somit eine Emissionsgutschrift. Diese Vorgehensweise wird nachfolgend Gutschriften-Methode genannt.

3.1.6 Fossile Referenzsysteme

Die Ergebnisse der Bilanzierung der Stromgewinnung aus Biogas werden mit Bilanzergebnissen des jeweiligen fossilen Referenzsystems verglichen. Für die Stromgewinnung aus Biogas wird der sogenannte Marginalstrom herangezogen. Nach UBA (2012) wird bei der Stromproduktion durch Biogas ein fossiler Energieträgermix aus 5,6% Braunkohle, 63,6% Steinkohle und 30,8% Erdgas substituiert.

Ein weiterer wichtiger Referenzprozess ist der der Wärmebereitstellung. Dieser Prozess wird für die Gutschriften bei Nutzung der BHKW-Überschusswärme herangezogen (vgl. Kapitel 3.3.4). Als fossile Referenz wird analog zur Stromproduktion die sogenannte Marginalwärme nach UBA (2012) herangezogen. Demnach werden durch die Wärme aus Biogas 60,6% Öl, 35,6% Gas, 3,7% Steinkohle und 0,1% Braunkohle substituiert. Zur Vereinfachung des Bilanzierungsaufwandes wird der Kohleanteil dem des Heizöls zugeschlagen. Diese Vereinfachung hat nach GÄRTNER et al. (2008) keine relevanten Auswirkungen auf die Ergebnisse.

3.1.7 Untersuchungsgebiete und weitere geografische Bezüge

Die Untersuchungsgebiete, auf die sich die nachfolgende Sachbilanzierung sowie die Ergebnisse der energetischen und ökologischen Bilanzierung beziehen, sind die Landkreise (LKs) Göttingen, Hildesheim und Celle. Sie verteilen sich auf die Metropolregion Hannover-Braunschweig-Göttingen-Wolfsburg, die sich im südöstlichen Niedersachsen befindet (siehe Abbildung 3-5). Sie unterscheiden sich neben ihrer geografischen Lage insbesondere in ihrer Bodenbeschaffenheit, Ertragslage und Anzahl der installierten Biogasanlagen.

Die LKs Hildesheim und Göttingen verfügen über überwiegend schluffig-lehmige Böden (vgl. Tabelle 3-1). Dadurch liegt in Hildesheim bei einer durchschnittlichen Ackerzahl von 63 ein für die Metropolregion sehr hohes Ertragsniveau vor. Im Landkreis (LK) Göttingen kann mit einer durchschnittlichen Ackerzahl von ca. 50 nur noch ein mittleres Ertragsniveau erreicht werden. Dies ist auf die Höhenlagen vor allem im südwestlichen Teil des LK Göttingen zurückzuführen. Der LK Celle dagegen hat bei überwiegend leichten und sandigen Böden mit einer durchschnittlichen Ackerzahl von ca. 30 nur ein sehr geringes natürliches Ertragsniveau (LBEG 2010). Dieses Ertragsniveau spiegelt sich auch in der Art der angebauten Kulturen wider. Während in den LKs Göttingen und Hildesheim vorwiegend Marktfrüchte wie Winterweizen oder Wintergerste mit einem Anteil von über 50% zu den Leitkulturen gehören, spielen diese Kulturen in den ertragsschlechteren Regionen wie im LK Celle eher eine untergeordnete Rolle

(LSKN 2007A). Dies ist vor allem auf die hohen Ansprüche des Weizens an die Wasserversorgung und den Boden zurückzuführen (LEWANDOWSKI et al. 2009).

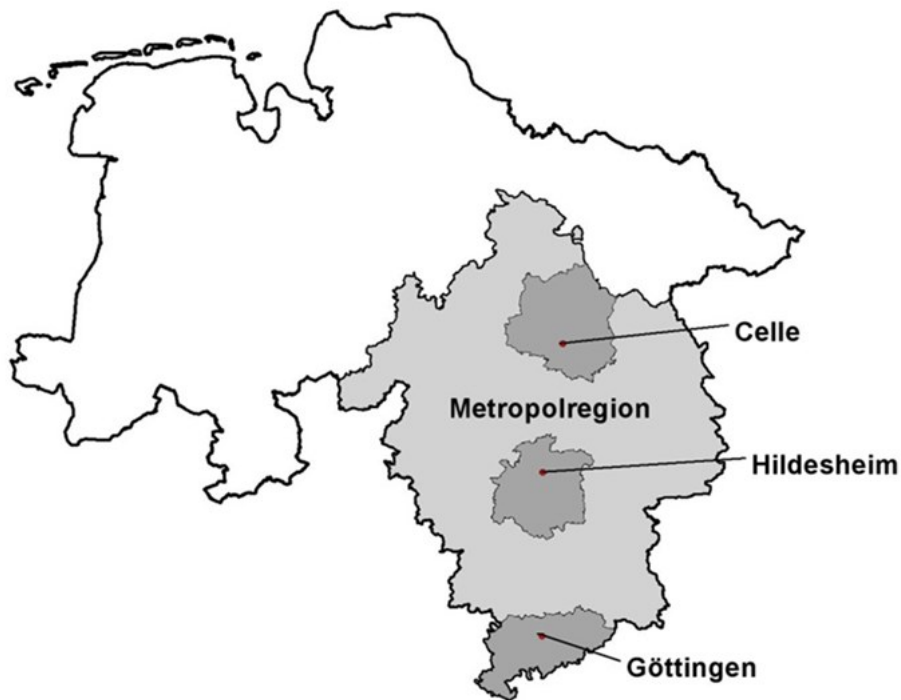


Abbildung 3-5: Lage der Metropolregion und der Modellräume in Niedersachsen, (VON BUTTLAR et al. 2011)

Die Anzahl der installierten Biogasanlagen und damit die Flächeninanspruchnahme durch den Anbau von Mais stehen im Gegensatz zum Ertragsniveau der Untersuchungsgebiete. Im LK Celle hat der Anbau von Mais zur Biogasproduktion mit 22 % Flächenanteil an der landwirtschaftlich genutzten Ackerfläche einen deutlich höheren Stellenwert als in Göttingen oder Hildesheim, wo dieser bei 2 - 5 % liegt (LSKN 2007A; VON BUTTLAR 2010). Dies ist darauf zurückzuführen, dass im LK Celle aufgrund der vergleichsweise schlechten Böden der Anbau von Mais als Energiepflanze zur Biogasproduktion insbesondere durch die Förderung des EEG 2004 marktwirtschaftlich angestoßen wurde und wird. Dieser Effekt zeigt sich auch in der Anzahl der Biogasanlagen, die mit 35 bei einer durchschnittlich installierten Leistung von 490 kW im LK Celle am höchsten ist (LESSMANN 2010). Die Anlagen stehen zum größten Teil im ländlichen Raum, meist ohne Anschluss an ein Wärmenetz. In den Landkreisen Göttingen und Hildesheim sind mit neun bzw. 14 Anlagen deutlich weniger Biogasanlagen zu finden. Sie verfügen insbesondere im LK Göttingen bei einer durchschnittlich installierten Leistung von 490 kW und einer durchschnittlichen Wärmenutzungsrate von ca. 60 % über bessere Nutzungskonzepte.

Die genannten Parameter zu Boden, Ertrag, Leitkulturen und Bioenergiegewinnung sind wichtige Kenngrößen für die Sachbilanz und in Tabelle 3-1 zusammengefasst.

Tabelle 3-1: Charakteristische Merkmale der Untersuchungsgebiete hinsichtlich Energiepflanzenanbau und Bioenergiegewinnung, (LBEG 2010, von Buttlar 2010, Lessmann 2010, Dressler 2010)

Parameter	LK GÖ	LK HI	LK CE
<i>Bodenart</i>	Schluffig-lehmiger Boden	Schwere, lehmige Böden	Leichte, sandige Böden
<i>Ackerzahl</i>	50	63	30
<i>Standort</i>	Höhenlagen	Bördestandort	Beregnungsstandort
<i>Ertragslage</i>	Mittel	Hoch	Gering
<i>Leitkulturen</i>	<ul style="list-style-type: none"> - W-Weizen (44 %) - W-Raps (19 %) - W-Gerste (16 %) - Zuckerrübe (6 %) 	<ul style="list-style-type: none"> - W-Weizen (50 %) - Zuckerrübe (22 %) - W-Gerste (8 %) - W-Raps (7%) - Silomais (5 %) 	<ul style="list-style-type: none"> - Silomais (22 %) - W-Roggen (14 %) - Kartoffeln (14 %) - S-Gerste (10%) - Zuckerrübe (6 %)
<i>Anzahl der Biogasanlagen</i>	9	14	35
<i>Durchschnittliche Wärmenutzungsrate</i>	60 %	40 %	30 %

Aufgrund der ausgewählten Untersuchungsgebiete stellen die Bilanzierungen der vorliegenden Arbeit einen regionalen Vergleich innerhalb Deutschlands dar. Eine Ausweitung auf europäische und außereuropäische Regionen und deren spezifische Charakteristika hinsichtlich Energiepflanzenanbau und Bioenergiegewinnung und -nutzung erfolgt nicht.

Weitere geografische Bezüge

Die Energiebereitstellung (Strom und Wärme) aus fossilen Energieträgern bezieht sich für die drei Untersuchungsgebiete auf den deutschlandweiten Energie- und Technologiemarkt. Die Sachbilanzerhebungen der erforderlichen Energieträger (z.B. Steinkohle, Braunkohle, Mineralöl, Erdgas) und Rohstoffe (z.B. Eisenerz) sowie die Produktion verschiedener Hilfsstoffe (z.B. Düngemittel) beziehen sich daher unter Berücksichtigung des jeweiligen deutschen Importmixes auf das entsprechende Herkunftsland. Dies bedeutet, dass bei der Nutzung von Erdgas sowohl die inländische Erdgasförderung als auch die Förderung und der Transport (inklusive Verlusten) aus den Niederlanden, Norwegen und der ehem. UdSSR / Russland (BAFA 2011) berücksichtigt sind.

3.1.8 Bezugszeitraum

Insbesondere in der Zeit von 2004 – 2010 hat die Biogasgewinnung aus speziell dafür angebauten Energiepflanzen durch deren politische Förderung (z.B. EEG 2004) immer mehr an Bedeutung gewonnen. Weiterhin hat das Verfahren der Biogasgewinnung in

diesen Jahren eine signifikante technologische Weiterentwicklung erfahren. Deshalb bezieht sich die Durchführung der regionalspezifischen Sachbilanzen und Bewertungen in den Basisszenarien auf den Zeitraum von 2004-2010. Die Bewertung der Bereitstellung der ausgewählten Energiepflanzen beinhaltet ein Szenario, das den Einfluss des Klimawandels abbildet. Hierfür werden analog zum BMBF Projekt Klimafolgenmanagement die Untersuchungszeiträume 2021-2050 (2050) und 2071-2100 (2100) (vgl. KRAUSE & GROß (2011)) betrachtet.

3.1.9 Bewertungskriterien

Die Energiegewinnung aus Biomasse kann eine Vielzahl von potentiellen Umweltauswirkungen haben. Wie in Kapitel 2.3.3 erläutert und von KLÖPFFER & GRAHL (2009) beschrieben erhebt eine Ökobilanz

„den Anspruch, die wesentlichen Umwelteinflüsse (in ISO-Sprache „Umweltaspekte“) und potentiellen Umweltwirkungen, die mit einem untersuchten Produktsystem zusammenhängen, zu erfassen und soweit wie möglich zu quantifizieren“ (KLÖPFFER & GRAHL 2009, S. 195).

Viele Auswirkungen, die mit der Erzeugung und Nutzung von Bioenergien verbunden sind, sind jedoch nur schwer quantifizierbar. Dazu zählen unter anderem die Bewertung der Biodiversität sowie die Bewertung der Landnutzung bzw. Landnutzungsänderung. Hier fehlt es oft an einer naturwissenschaftlich fundierten Bewertungsmethode.

Deshalb beschränkt sich die vorliegende regional- und standortspezifische Bewertung auf die Untersuchung der Umweltauswirkungen, die sich mit Hilfe von naturwissenschaftlich fundierten Charakterisierungsfaktoren zu den Wirkungsindikatoren Treibhausgasbildungspotential, Versauerungspotential und Eutrophierungspotential von Böden und Gewässern zusammenfassen lassen. Die Bewertung der erforderlichen Energieressourcen erfolgt nach der in Kapitel 2.4 beschriebenen Methode zur Berechnung des kumulierten Energieaufwandes.

Die für die ökologische Bewertung erforderliche Klassifizierung und Charakterisierung (vgl. Kapitel 2.3.3) basiert auf der sogenannten CML-Methode (Äquivalenzwert-Methode) des Centrums voor Milieukunde (CML) der Universität Leiden (Niederlande). Dieses Modell der Wirkungsabschätzung nach ISO 14044 ist in GUINEÉ & HEIJUNGS (2001) ausführlich beschrieben und dessen Anwendung ist in Kapitel 2.3.3 am Beispiel des Treibhauseffektes erläutert. Nachfolgend wird für die ökologische Bewertung auf die genannten Wirkungsindikatoren inklusive Wirkungskategorie sowie auf die zu den Wirkungsindikatoren zugehörigen Charakterisierungsfaktoren eingegangen. Für die primärenergetische Bewertung erfolgt abschließend eine Beschreibung der verwendeten Kenngröße. In Tabelle 3-2 sind die der nachfolgenden regionalen und standortspezifischen Bewertung zu Grunde gelegten Kategorien aufgeführt.

Tabelle 3-2: Bewertungskategorien mit den zugehörigen Wirkungsindikatoren (IPCC 2007; GUINEE & HEIJUNGS 2001)

Bewertungskategorien	Wirkungsindikator
Treibhauseffekt	kg CO ₂ -Äquivalent
Primärenergieaufwand	fossiler und nuklearer Primärenergieaufwand
Versauerung	kg SO ₂ -Äquivalent
Eutrophierung	kg PO ₄ -Äquivalent

Treibhauseffekt

Zu den am häufigsten auftretenden Klimagasen, die bei der Erzeugung und Nutzung von Bioenergien entstehen, gehören Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O). Sie werden aufgrund ihrer unterschiedlichen Klimawirksamkeit mit Hilfe ihrer Charakterisierungsfaktoren zu CO₂-Äquivalenten zusammengefasst. Die Charakterisierungsfaktoren der wichtigsten Klimagase sind in Tabelle 3-3 aufgeführt.

Tabelle 3-3: Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung des Treibhauseffektes bezogen auf einen Zeithorizont von 100 Jahren (IPCC 2007)

Sachbilanzgröße		Charakterisierungsfaktor [kg CO ₂ -Äqv. / kg Schadstoff]
Kohlendioxid	CO ₂	1
Methan	CH ₄	25
Lachgas	N ₂ O	296
Perfluormethan	CF ₄	5700
Perfluorethan	C ₂ F ₆	11.900
Schwefelhexafluorid	SF ₆	22.800

Das bei den Verbrennungsprozessen eines jeweiligen Bioenergieträgers (z.B. Biogas, Biodiesel) freigesetzte CO₂ wird bei der Berechnung der CO₂-Äquivalente nicht berücksichtigt, da hier von einem geschlossenen CO₂-Kreislauf ausgegangen wird. Dies bedeutet, dass nur die Menge an CO₂ freigesetzt wird, die ursprünglich beim Wachstum der jeweiligen Energiepflanzen aus der Atmosphäre gebunden wurde.

Primärenergieaufwand

Die primärenergetische Bewertung nach den Berechnungsgrundsätzen des KEA bezieht sich für die energetische Bilanzierung verschiedener Energiepflanzen und deren Konversion in Biogas auf die Kenngröße des KNRA (vgl. Glg. 2-4). Diese gibt den Aufwand an fossilen und nuklearen Energieträgern für das Untersuchungssystem wider und wird in der Bewertungskategorie des Primärenergieaufwandes zusammengefasst. Der Primärenergieverbrauch KEA_{fossil} errechnet sich für Stein- und Braunkohle sowie für Erdgas und Erdöl auf Basis des entsprechenden Heizwertes plus der Aufwendungen für die Gewinnung der entsprechenden Energieträger. Der Verbrauch an Uran wird als nuklearer Primärenergieaufwand (KEA_{nuklear}) zusammengefasst. Er berechnet sich aus der Menge an Atomstrom unter Berücksichtigung eines Wirkungsgrades von 33 %.

Versauerung

Bei der Bewertung der versauernd wirkenden Emissionen werden diese mit Hilfe von Charakterisierungsfaktoren zu der Wirkungskategorie Versauerung in kg SO₂-Äqv. zusammengefasst. In den ökologischen Bewertungen der vorliegenden Arbeit werden die versauernd wirkenden Emissionen in Luft wie zum Beispiel Ammoniakemissionen bei der Ausbringung von Biogas-Gärresten oder die bei der Verbrennung des Biogases entstehenden Stickstoffoxidemissionen betrachtet. Alle in dieser Studie betrachteten Emissionen mit versauernder Wirkung sind mit ihren Charakterisierungsfaktoren in Tabelle 3-4 aufgeführt.

Tabelle 3-4: Charakterisierungsfaktoren versauernd wirkender Emissionen in Luft zur Quantifizierung der Versauerung von Böden und Gewässern (GUINÉE & HEIJUNGS 2001)

Sachbilanzgröße		Charakterisierungsfaktor [kg SO ₂ -Äqv. / kg Schadstoff]
Schwefeldioxid	SO ₂	1
Stickstoffoxide	NO _x	0,7
Ammoniak	NH ₃	1,88
Chlorwasserstoff	HCl	0,88
Fluorwasserstoff	HF	1,6
Schwefelwasserstoff	H ₂ S	1,88

Eutrophierung

Bei der Ermittlung der eutrophierend wirkenden Emissionen sind sowohl die Emissionen in die Luft als auch die in den Boden oder in Gewässer zu berücksichtigen. Bei den vorliegenden ökobilanziellen Bewertungen werden nur die eutrophierenden Emissionen, die in die Luft abgegeben werden, betrachtet. Dazu zählen unter anderem die Ammoniakemissionen, die bei Ausbringung von Gärresten entstehen. Diese Vorgehensweise ist damit begründet, dass bei der Ausbringung der Düngemittel die Anwendung nach guter fachlicher Praxis unterstellt wird, sodass keine Nährstoffanreicherungen in Böden und Gewässern auftreten dürften.

Eine Auswahl der eutrophierend wirkenden Emissionen in Luft, Boden und Gewässer, die auf Basis ihres jeweiligen Charakterisierungsfaktors zu Phosphat-Äquivalenten zusammengefasst werden, ist in Tabelle 3-5 aufgelistet.

Tabelle 3-5: Charakterisierungsfaktoren eutrophierend wirkender Emissionen in Luft, Wasser und Boden zur Quantifizierung der Eutrophierung von Böden und Gewässern (GUINÉE & HEIJUNGS 2001)

Sachbilanzgröße		Charakterisierungsfaktor [kg PO ₄ ³⁻ -Äqv. / kg Schadstoff]
Phosphor	P	3,06
Phosphat	PO ₄ ³⁻	1
Stickstoff	N ₂	0,42
Ammoniak	NH ₃	0,35
Ammonium	NH ₄ ⁺	0,33
Nitrat	NO ₃ ⁻	0,1
Stickstoffoxide	NO _x	0,13

3.2 Untersuchungsszenarien

Im Rahmen der regional- und standortspezifischen Bilanzierung werden sowohl bei der Analyse des Energiepflanzenanbaus als auch bei der Biogasgewinnung und -verstromung verschiedene Szenarien betrachtet. Diese sind mit ihren getroffenen Annahmen nachfolgend beschrieben.

3.2.1 Energiepflanzenanbau

Basisszenarien

Die Basisszenarien der Bilanzierung des Energiepflanzenanbaus beschreiben die in den Untersuchungsgebieten LK Celle, LK Hildesheim und LK Göttingen vorliegende charakteristische Bewirtschaftung der jeweiligen Ackerfläche. In diesem Zusammenhang fließen folgende sowohl regional- und standortspezifische als auch allgemein festgelegte Parameter ein, die in Kapitel 3.3.2 im Rahmen der Sachbilanzierung ausführlich dargestellt sind.

- *Regional- und standortspezifische Parameter:*
 - Standortspezifischer (boden- und klimaabhängiger) Energiepflanzenenertrag
 - Bodenabhängige Feldbearbeitung
 - standort- und kulturspezifische Feldberegnung
 - kulturspezifische Stickstoffmengen nach N_{\min} -Methode unter Berücksichtigung regionaltypischer N_{\min} -Richtwerte der Landwirtschaftskammer Niedersachsen
- *Allgemein festgelegte Parameter (für die drei Untersuchungsgebiete und jeweiligen Energiepflanzen in den Basisszenarien identisch):*
 - Gärrestdüngung ($20 \text{ m}^3 / (\text{ha} \cdot \text{a})$) durch Ausbringung mittels Schleppschlauch und Einarbeitung innerhalb von 12 Stunden
 - Direkte und indirekte Lachgasemissionen nach IPCC in Abhängigkeit vom applizierten Stickstoff (vgl. Glg. 3-2 bis Glg. 3-5)

Unter Berücksichtigung der regional- und standortspezifischen Bewirtschaftungscharakteristik werden für alle Untersuchungsgebiete dieselben Kulturen bilanziert, unabhängig davon, ob und in welchem Umfang diese in den Fruchtfolgen der jeweiligen Landkreise zu finden sind. Dies gilt insbesondere für den Anbau von Roggen in den LKs Hildesheim und Göttingen. Beide Standorte verfügen über gute bis sehr gute Böden, sodass hier eher Weizen oder Triticale als Roggen angebaut wird (vgl. VON BUTTLAR (2010)). Um den Einfluss regionaler und standortspezifischer Faktoren auf die Ergebnisse der Bilanzierung von Energiepflanzen jedoch an möglichst vielen Kulturen zur Biogasgewinnung darstellen zu können, wird der Anbau aller in Kapitel 3.1.2 beschriebenen Energiepflanzen betrachtet.

Sensitivitätsszenarien

Ausgehend von den Basisszenarien werden verschiedene Eingangsparameter verändert und damit hinsichtlich ihres Einflusses auf das Bilanzergebnis überprüft. Zu diesem Zweck beinhalten alle Sensitivitätsszenarien die Basisszenarien der Untersu-

chungsgebiete als Referenz. Gegenstand der Sensitivätsbetrachtung sind der Düngemiteinsatz, die Feldberechnung und die Veränderung des Energiepflanzenertrages durch einen möglichen Klimawandel (kurz Klimawandel). In Tabelle 3-6 sind die wesentlichen Annahmen der Sensitivitätsszenarien sowie die der Basisszenarien für die LKs Göttingen, Hildesheim und Celle zusammengefasst.

In dem Szenario Düngemiteinsatz wird der Einfluss der Verwendung von Gärresten im Vergleich zu Mineraldünger betrachtet. Dafür werden die beiden Extremszenarien 100 % mineralische Düngung und maximale Gärrestdüngung²¹ mit den Basisszenarien verglichen. Ziel dabei ist es, die Vor- und Nachteile einer möglichen größeren Verfügbarkeit von Gärresten und deren Einsatz als Düngemittel aufgrund einer höheren Anzahl an Biogasanlagen zu identifizieren.

Tabelle 3-6: Untersuchungsszenarien der Bilanzierung des Energiepflanzenanbaus

Szenarien			Landkreise		
			LK GÖ	LK HI	LK CE
Düngemiteinsatz	20 m ³ Gärrest + Mineraldünger		Basis	Basis	Basis
	max. Gärrest		X	X	X
	100 % Mineraldünger		X	X	X
Feldberechnung	ohne Berechnung		Basis	Basis	X
	Strompumpe	mittlere Intensität	-	-	Basis
		maximale Intensität	-	-	X
	Dieselpumpe	mittlere Intensität	-	-	X
		maximale Intensität	-	-	X
Klimawandel	Basisertrag		Basis	Basis	Basis
	Ertrag gemäß Klimaszenario 2050		X	X	X
	Ertrag gemäß Klimaszenario 2100		X	X	X

Basis = Basisszenario; X = Sensitivitätsszenario; - = ohne Berücksichtigung

Das Sensitivitätsszenario Feldberechnung bezieht sich ausschließlich auf den LK Celle. Hier werden einerseits die verschiedenen Berechnungsintensitäten (mittlere Intensität und maximale Intensität) und andererseits die verschiedenen Berechnungsmöglichkeiten (strombetriebene Pumpe im Vergleich zu dieselbetriebener Pumpe) verglichen und den Ergebnissen der LKs Göttingen und Hildesheim gegenübergestellt. Dabei soll die Frage diskutiert werden, in welcher Form Feldberechnung auf ertragsschwachen Standorten aus energetischer und ökologischer Sicht als sinnvoll erachtet werden kann.

In dem Sensitivitätsszenario Klimawandel werden die Auswirkungen der vom Klimawandel abhängigen Veränderungen des Energiepflanzenertrages auf die Bilanzergebnisse betrachtet. In diesem Zusammenhang bildet das Szenario Ist-Stand das jeweilige Basisszenario ab, das sich auf den definierten zeitlichen Horizont von 2004-2010 bezieht. Die Szenarien 2050 und 2100 beinhalten im Vergleich zum Referenzszenario ausschließlich Veränderungen des Biomasseertrags durch einen möglichen Klimawan-

²¹ Da Gärreste aus NawaRo nicht der Höchstmengenregelung nach Düngemittelverordnung unterliegen, richtet sich die maximale Gärrestgabe nach der Nährstoffbilanz. Das bedeutet, dass die maximale Gärrestgabe durch den Nährstoff limitiert wird, dessen Bedarf zuerst abgedeckt ist (MÖLLER et al. 2009, DÜV)

del. Entwicklungen hinsichtlich eines züchterischen oder anbautechnologischen Fortschritts bleiben hier unberücksichtigt. Die dem Sensitivitätsszenario zu Grunde gelegten Ertragsmodellierungen nach VON BUTTLAR et al. (2012) beziehen sich auf die Klimaszenarien nach KRAUSE & GROß (2011) für die Untersuchungszeiträume 2021-2050 (2050) sowie 2071-2100 (2100) als Ergebnisse des Verbundprojektes Klimafolgenmanagement.

3.2.2 Biogasgewinnung und -verstromung

Basisszenarien

Der allgemeine Prozessablauf der Biogasgewinnung und -verstromung und die dabei zu Grunde gelegte Verfahrenstechnik sind in Kapitel 3.1.2 beschrieben und in Abbildung 3-1 dargestellt. Die Festlegung der verfahrenstechnischen Parameter erfolgt mit der Definition der Basisszenarien durch die nachfolgend festgelegten Kenngrößen.

- *Allgemeine Parameter (für die drei Untersuchungsgebiete identisch):*
 - Anlagengröße: 510 kW_{el.}
 - BHKW: Otto-Gasmotor: 2 x 225 kW
 - Wirkungsgrad: $\eta_{el.}$: 39 %; $\eta_{th.}$: 48 %
 - Substrat: 100 % Maissilage
 - Biogasausbeute: 190 Nm³ / t FM
 - Methangehalt des Biogases: 52 %
 - Eigenstrombedarf: 7 % der produzierten Strommenge
 - Prozesswärmebedarf: 15 % der produzierten Wärmemenge
 - gasdichte Gärrestlagerung: ohne Methanverlust
 - Diffuse Methanverluste während der Biogasproduktion: 1 %
 - Methanschluß BHKW: 0,5 %
 - Allokation für Überschusswärme: Substitution von Marginalwärme
 - Allokation für Gärrest: Substitution von Mineraldünger
- *Standortspezifische Parameter:*
 - Wärmenutzungsrate der BHKW-Überschusswärme:
 - LK Celle: 30 %
 - LK Hildesheim: 40 %
 - LK Göttingen: 60 %

Die Definition der Anlagenparameter basiert einerseits auf der Biogasinventur der jeweiligen Landkreise. Aus dieser gehen insbesondere die Anlagengröße (LESSMANN 2010; DRESSLER 2010) sowie die jeweilige regionalspezifische Wärmenutzungsgrade hervor (LESSMANN 2010). Andererseits wird bei der Verfahrenstechnik der Biogasproduktion bewusst ein für alle drei Kreise gleicher Standard gewählt, um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. Insbesondere Parameter wie der Gasertrag nach KTBL (2009A) und die Wirkungsgrade der BHKWs nach ASUE (2011) sind anlagenspezifische Größen, die von Anlage zu Anlage und je nach Betriebsweise variieren. Obwohl sie einen großen Einfluss auf das Bilanzergebnis haben können, spiegeln sie

keinen regionalen- oder standortspezifischen Aspekt wider. Der Einfluss von anlagen-spezifischen Kenngrößen und Betriebsweisen auf die Ergebnisse einer Ökobilanz wurde in GELDERMANN et al. (2012) & LIEBETRAU et al. (2011) ausführlich untersucht und wird in der vorliegenden Arbeit in den nachfolgend beschriebenen Sensitivitätsszenarien berücksichtigt.

Sensitivitätsszenarien

Die Sensitivitätsszenarien der Biogasgewinnung und -nutzung basieren auf den Basis-szenarien, bei denen verschiedene Parameter verändert bzw. ergänzt wurden. Dazu zählen der jeweilige landkreisspezifische Substratinput ohne und mit Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngern, die Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen, eine offene Gärrestlagerung sowie die Biogaseinspeisung als mögliche Nutzungsalternative (vgl. Tabelle 3-7).

Tabelle 3-7: Untersuchungsszenarien der Bilanzierung der Biogasgewinnung und -verstromung für die LKs Göttingen, Hildesheim und Celle

Sensitivitätsszenario	Beschreibung
Substratinput	<ul style="list-style-type: none"> - 100 % Mais-GPS* - landkreisspezifischer Energiepflanzenmix ohne Wirtschaftsdünger - landkreisspezifischer Energiepflanzenmix mit Wirtschaftsdüngern (Rinder- und Schweinegülle)
Indirekte Landnutzungsänderungen (iLUC)	<ul style="list-style-type: none"> - ohne Berücksichtigung von iLUC* - iLUC-Faktor Untergrenze (iLUC 25 %): 3,5 t CO₂ / (ha · a), nach FRITSCH & WIEGMANN (2011)
Gärrestlagerung	<ul style="list-style-type: none"> - gasdichte Gärrestlagerung* - offene Gärrestlagerung mit einem durchschnittlichen Methanverlust von 3,49 %, nach LIEBETRAU et al. (2011)
Nutzungsoptionen	<ul style="list-style-type: none"> - dezentrale Verstromung mit spezifischer Wärmenutzungsrate* - Aufbereitung und Einspeisung des Biogases mit zentraler Verstromung im BHKW: <ul style="list-style-type: none"> • Prozesswärme durch Biogasteilverstromung • Aufbereitung mittels Druckwasserwäsche • Einspeisedruck: 16 bar²² • wärmegeführtes BHKW mit 100 % Wärmenutzung

²² Der gewählte Einspeisedruck von 16 bar basiert auf der Biogasinventur für die Metropolregion Hannover-Braunschweig-Göttingen, in der auch die Biomethananlagen mit dem dazugehörigen Einspeisedruck erhoben wurden (LESSMANN 2010). In DRESSLER et al. (2011a) wird der Einfluss des Druckniveaus der Gasleitung, in die das aufbereitete Biomethan eingespeist wird, untersucht. Die Ergebnisse der Energiebilanzen zeigen deutliche Nachteile für eine Einspeisung in Gasleitungen mit einem hohen Druckniveau auf.

Zur Abgrenzung zu den Sensitivitätsszenarien sind die Basisszenarien in Tabelle 3-7 mit einem Stern gekennzeichnet. Die Ergebnisse dieser Szenarien werden dann mit denen der Basisszenarien verglichen. Eine ausführliche Beschreibung der den Szenarien zu Grunde gelegten Parameter sowie der dazu gehörigen Stoffstromanalysen erfolgt im Rahmen der Sachbilanz.

3.3 Regional- und standortspezifische Sachbilanzierung

Die regional- und standortspezifische Sachbilanzierung erfolgt für die zu untersuchenden Energiepflanzen sowie für die Biogasgewinnung und -verstromung unter Berücksichtigung der regionalen Standortvoraussetzungen des jeweiligen Untersuchungsgebietes (der regionalen Bewirtschaftungskonzepte bzw. der regional angepassten Bioenergienutzung). Diese Vorgehensweise ist in Abbildung 3-6 schematisch dargestellt.

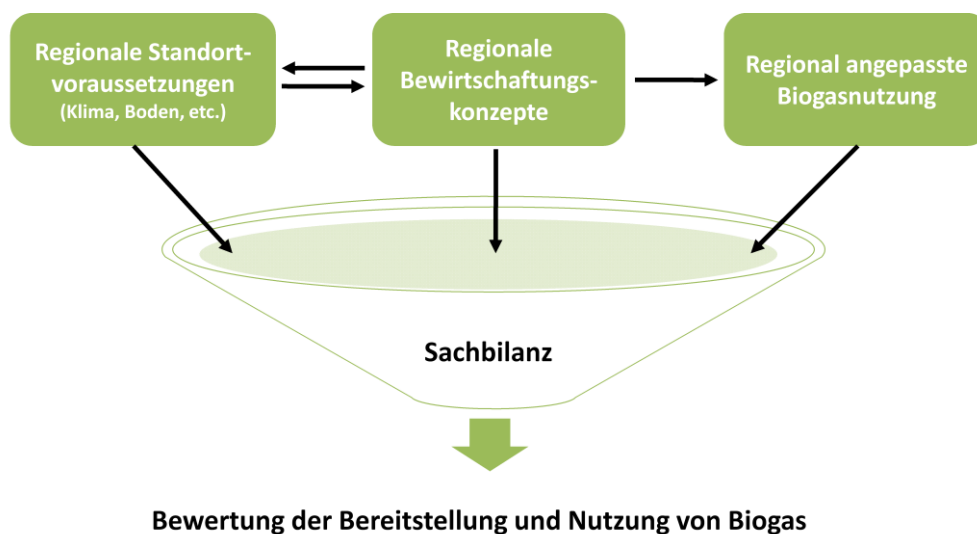


Abbildung 3-6: Schema zur Bilanzierung und Bewertung der Bereitstellung von Biogas, verändert nach DRESSLER & LOEWEN (2011)

Die Stoffstromanalyse für den Energiepflanzenanbau berücksichtigt die regionalen und standortabhängigen Voraussetzungen der ausgewählten Untersuchungsgebiete. Dazu zählen unter anderem die Feldbearbeitung in Abhängigkeit von den vorliegenden Bodenbeschaffenheiten, die Art und Menge der eingesetzten Dünge- und Pflanzenschutzmittel, die Beregnungsbedürftigkeit sowie die standortbedingte Ertragsleistung. Der Prozessabschnitt Transport und Lagerung umfasst dabei den Aufwand in Abhängigkeit von Art und Entfernung, mögliche Aufbereitungsschritte wie beispielsweise Trocknung und / oder Zerkleinerung sowie die Lagerung der entsprechenden Substrate. Dabei sind durch Transport, Aufbereitung und Lagerung entstehende Verluste mit berücksichtigt. Im Prozessabschnitt Biogaserzeugung und -nutzung wird neben der gewählten Verfahrenstechnik insbesondere zwischen den regional verschiedenen Nutzungsoptionen der Koppelprodukte (z.B. Wärme) unterschieden. Auf diese einzelnen Abschnitte wird nach der Beschreibung der verwendeten Datenquellen im Rahmen der Stoffstromanalysen des Energiepflanzenbaus und der Biogasgewinnung und -verstromung eingegangen.

3.3.1 Datenquellen

Den nachfolgenden Stoffstromanalysen liegen verschiedene Datenquellen zu Grunde. Eine Übersicht der verwendeten Datenquellen ist in Abbildung 3-7 dargestellt. Eine detaillierte Beschreibung aller verwendeten Datenquellen erfolgt für jeden Prozessabschnitt innerhalb der nachfolgenden Stoffstromanalysen.

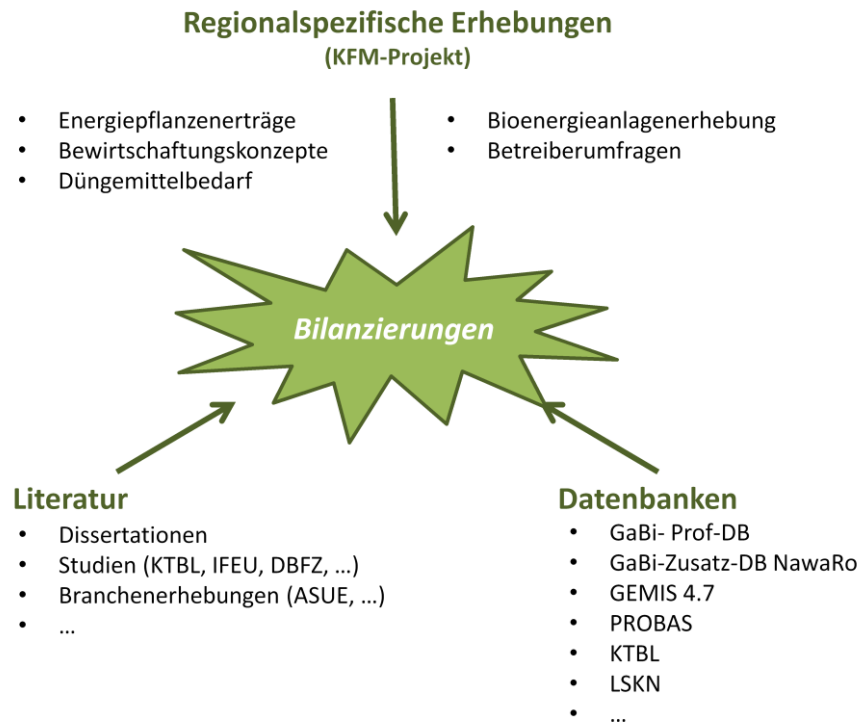


Abbildung 3-7: Datenquellen der verschiedenen Stoffstromanalysen

Die wichtigste Datenquelle der Bilanzierungen der vorliegenden Arbeit sind die Erhebungen und Ergebnisse des Teilprojektes „Energiepflanzen“ aus dem BMBF-Verbundprojekt „Klimafolgenmanagement“. In diesem Zusammenhang sind insbesondere die regionalspezifischen Energiepflanzenerträge und Bewirtschaftungscharakteristiken zu nennen.

Die Inputstoffe und -mengen, die in die jeweiligen Konversions- und Energieumwandlungsprozesse fließen, basieren sowohl auf eigenen Erhebungen (DRESSLER 2010) als auch auf Angaben aus der Literatur. Die Biogastechnologie wird mit Daten aus der im Rahmen des BMBF-Projektes durchgeführten Biogasinventur von LESSMANN (2010) und aus verschiedenen Betreiberumfragen abgebildet (DRESSLER 2010). Diese Daten werden durch Kennzahlen (z.B. Biogaserträge) des KTBL ergänzt.

Für die Bilanzierung „von der Wiege bis zur Bahre“ werden die Sachbilanzdaten der erforderlichen Energieträger (z.B. Diesel) und Prozessenergien (z.B. Strom und Wärme) sowie der erforderlichen Prozessmittel (z.B. Düngemittel) mit Hilfe der Datenbanken der Ökobilanzsoftware GaBi (Ganzheitliche Bilanzierung) sowie der Datenbank des Globalen Emissionsmodells Integrierter Systeme (GEMIS) und der Prozessorientierten Basisdaten für Umweltmanagement Systeme (ProBas) abgebildet.

3.3.2 Stoffstromanalyse des Energiepflanzenanbaus

Die Stoffstromanalyse des Energiepflanzenanbaus umfasst die Bewirtschaftung der Ackerflächen. In diesem Zusammenhang werden alle erforderlichen Inputstoffe (z.B. Mineraldünger) sowie potentiell freigesetzten Emissionen und Rückstände erfasst, die für den Anbau und die Bereitstellung der jeweiligen Energiepflanzen erforderlich sind. Tabelle 3-8 zeigt eine Übersicht aller Stoffströme für den Anbau von Mais-GP für die LKs Hildesheim, Göttingen und Celle bezogen auf einen Hektar Anbaufläche.

Die Sachbilanzen für den Anbau und die Bereitstellung von Zuckerrüben, Roggen- und Triticale-GP sind in Tabelle A.II - 1 bis Tabelle A.II - 3: im Anhang aufgeführt.

Tabelle 3-8: Sachbilanz für den Anbau von Mais-GP bezogen auf 1 ha Anbaufläche in den LKs Hildesheim (LK HI), Göttingen (LK GÖ) und Celle (LK CE), verändert nach DRESSLER et al. (2012A)

Parameter	Einheit	LK HI	LK GÖ	LK CE	Quelle
Input					
Stickstoffdünger (Calciumammoniumnitrat)	kg N / ha	83	68	77	LWK Nds (2010A ; 2010B; 2010c)
Phosphatdünger (Tripelsuperphosphat)	kg P ₂ O ₅ / ha	55	51	51	LWK Nds (2011A); KFM PROJEKT
Kalidünger (Kaliumchlorid)	kg K ₂ O / ha	82	73	73	LWK Nds (2011A); KFM PROJEKT
Magnesiumdünger (Magnesiumsulfat)	kg MgO / ha	32	32	32	LWK Nds (2011A); KFM PROJEKT
Kalk (Kalksteinmehl)	kg CaCO ₃ / ha	300	300	300	KTBL (2006); KFM PROJEKT
Gärrest	m ³ / ha	20	20	20	KTBL (2006); KFM PROJEKT
Herbizide (Alachlor)	kg / ha	1,52	1,52	1,52	KTBL (2009B)
Feldberegnung	m ³ / ha	-	-	6.100	FRICKE & RIEDEL (2011); KFM PROJEKT
Dieseltreibstoff	l / ha	75,7	62,7	59,2	KTBL (2006); KFM PROJEKT
Output					
Ertrag	dt FM / ha	468,8	437,5	398,1*	LSKN (1999-2008); KFM PROJEKT
direkte N ₂ O-Emissionen	% / kg N _{gesamt}	1	1	1	IPCC (2006)
indirekte N ₂ O-Emissionen	% / kg N _{organisch}	0,425	0,425	0,425	IPCC (2006)
	% / kg N _{mineral.}	0,325	0,325	0,325	

*unter Berücksichtigung von Ertragssteigerungen durch eine mittlere Feldberegnung nach FRICKE & RIEDEL (2011)

Im Folgenden wird die Ermittlung der einzelnen Stoffströme mit den zu Grunde gelegten Quellen ausführlich beschrieben.

Energiepflanzenenertrag

Die den Bilanzen zu Grunde gelegten Energiepflanzenenerträge basieren für die Basiszenarien auf den Agrarstatistiken des Landesbetriebes für Statistik und Kommunikationstechnologie Niedersachsen (LSKN). Sie geben den tatsächlichen Biomasseer-

trag der jeweiligen Energiepflanze als gerundete Mittelwerte aus den Jahren 1999 bis 2008 für die LKs Hildesheim, Göttingen und Celle wieder (LSKN 1999-2008).

Die Erträge des Sensitivitätsszenarios Klimawandel basieren auf den Ertragsmodellierungen mit Hilfe des Pflanzenwachstumsmodells „BioSTAR“ von BAUBÖCK (2010), zitiert nach VON BUTTLAR et al. (2012) für die Zeiträume 2021-2050 (2050) sowie 2071-2100 (2100). Sie sind in Tabelle 3-9 für die einzelnen Kulturen aufgeführt.

Tabelle 3-9: Biomasseerträge für den Anbau und die Bereitstellung der verschiedenen Biogaskulturen für das Basisszenario und das Sensitivitätsszenario Klimawandel von BUTTLAR et al. (2012)

Energiepflanze	Szenario	Landkreisspezifischer Biomasse Ertrag [dt / (ha · a)]		
		LK HI	LK GÖ	LK CE
Mais-GP	<i>Basisszenario</i>	468,8	437,5	398,1
	<i>Szenario 2050</i>	500,0	459,4	383,6
	<i>Szenario 2100</i>	528,1	484,4	383,6
Roggen-GP	<i>Basisszenario</i>	285,7	342,8	277,9
	<i>Szenario 2050</i>	280	337,1	284,6
	<i>Szenario 2100</i>	242,9	297,1	241,6
Triticale-GP	<i>Basisszenario</i>	342,9	314,9	277,9
	<i>Szenario 2050</i>	334,3	308,6	277,9
	<i>Szenario 2100</i>	302,9	280	238,2
Zuckerrüben	<i>Basisszenario</i>	608,7	608,7	554,8
	<i>Szenario 2050</i>	682,6	617,4	605,2
	<i>Szenario 2100</i>	691,3	626,1	615,3

Dieses Pflanzenwachstumsmodell beinhaltet die klimatischen Veränderungen hinsichtlich Niederschlag, Temperatur, Verschiebung der Vegetationsperiode etc. nach KRAUSE & GROß (2011). Eine genaue Beschreibung zur Ermittlung der verwendeten Energiepflanzenerträge liefert der ausführliche fachliche Endbericht „Teilprojekt 2: Entwicklung nachhaltiger standort- und klimaangepasster Anbaukonzepte für Energiepflanzen“ von VON BUTTLAR et al. (2012).

Düngung

Neben den in Kapitel 3.1.7 dargestellten standortspezifischen Faktoren hinsichtlich Boden und Klima ist das Ertragsniveau abhängig von der Deckung des kulturspezifischen Nährstoffbedarfs. Die Hauptnährstoffversorgung erfolgt in diesem Zusammenhang überwiegend durch eine gezielte Zufuhr (Düngung). In der vorliegenden Arbeit wird der Düngebedarf für die Nährstoffe Phosphor (in Form von P_2O_5 (Phosphat)), Kalium (in Form von K_2O (Kaliumoxid)) und Magnesium (in Form von MgO Magnesiumoxid)) mit Hilfe der Düngeempfehlungen der Landwirtschaftskammer Niedersachsen (Stand 01.07.2008) abgebildet (LWK NDS 2011A). Die Bilanzierung der erforderlichen Stickstoffmengen kann entweder auf Basis des Stickstoffentzuges (N-Entzug) oder nach kultur- und ertragsabhängigen N-Sollwerten unter Berücksichtigung des N_{min}

Gehaltes im Boden erfolgen. Letztgenannte Methode ist den Bilanzierungen der vorliegenden Arbeit zu Grunde gelegt und mit Glg. 3-1 beschrieben.

$$N\text{-Bedarf} = N\text{-Sollwert} - N_{\min}$$

Glg. 3-1

Die zur Berechnung des Stickstoffbedarfs erforderlichen kultur- und ertragsspezifischen N-Sollwerte sind den Empfehlungen zur Stickstoffdüngung nach der N_{\min} -Methode der Landwirtschaftskammer Niedersachsen entnommen (LWK Nds 2010A). Die Erhebung der kultur- sowie landkreisspezifischen N_{\min} -Werte basiert auf den N_{\min} -Richtwerten 2010 für Niedersachsen (LWK Nds 2010B). Deren geographische Zuordnung zu den Untersuchungsgebieten erfolgt anhand der Einteilung der Boden-Klima-Räume (LWK Nds 2010C). Sowohl die den Bilanzen zu Grunde gelegten N_{\min} -Werte als auch die Zuordnung der Untersuchungsgebiete auf die Boden-Klima-Räume des Landes Niedersachsen sind in Anhang I aufgeführt.

Die Deckung des dargestellten Nährstoffbedarfs kann durch die Zufuhr von organischen und / oder mineralischen Düngemitteln erfolgen.

Organische Düngung (Gärrestdüngung)

Als organischer Dünger werden in der vorliegenden Arbeit ausschließlich Gärreste aus der Biogasanlage betrachtet, auch wenn in den Untersuchungsgebieten weitere organische Dünger wie beispielsweise Schweine- und Rindergülle bzw. -mist anfallen und zur Nährstoffversorgung eingesetzt werden (LSKN 2007B).

Nährstoffgehalte und Konsistenz von Gärresten können je nach Substratinput und insbesondere je nach optionaler Gärrestaufbereitung sehr stark variieren (MÖLLER et al. 2009). Da die Zusammensetzung des Gärrestes folglich eine anlagenspezifische Kenngröße ist, die nicht auf Regionalebene erhoben werden kann, wird der vorliegenden Bilanzierung ein einheitlicher Gärrest mit den in Tabelle 3-10 aufgeführten Inhaltsstoffen zu Grunde gelegt.

Tabelle 3-10: Nährstoffzusammensetzung eines nicht aufbereiteten NawaRo-Gärrestes, nach FNR (2010)

TS-Gehalt [% FM]	Gesamt-N [kg N / t FM]	Ammonium-N [kg $\text{NH}_4\text{-N}$ / t FM]	Phosphor [kg P_2O_5 / t FM]	Kalium [kg K_2O / t FM]	Magnesium [kg MgO / t FM]
7	4,7	2,7	1,8	5	0,48

Während im Basisszenario für alle Untersuchungsgebiete und Energiepflanzen einheitlich 20 m³ Gärrest pro Hektar Anbaufläche berücksichtigt werden, werden im Szenario maximale Gärrestdüngung für den Anbau von Mais-GP folgende Gärrestmengen berücksichtigt:

- LK Göttingen: 39 m³ Gärrest / (ha · a)
- LK Celle: 39 m³ Gärrest / (ha · a)
- LK Hildesheim: 41 m³ Gärrest / (ha · a)

Die maximale Gärrestmenge ergibt sich aus dem Nährstoffbedarf für N-, P- und K-Dünger und der oben beschriebenen Gärrestzusammensetzung. Da im LK Hildesheim aufgrund des höheren Ertragspotentials nach LWK Nds (2011A) mit Zuschlägen für Phosphor und Kalium gerechnet werden muss (vgl. Tabelle 3-8), ist eine höhere Gabe an Gärresten möglich.

Emissionen bei der organischen Düngung

Die Ausbringung der Gärreste sollte gemäß Düngemittelverordnung (DüV) nach guter fachlicher Praxis erfolgen. Wesentliche Punkte dabei sind, sowohl Nährstoffverluste als auch Nährstoffüberhänge zu vermeiden. Deshalb ist eine möglichst verlustarme Ausbringung mittels Schleppschlauch oder Schleppschuh einer Breitverteilung mittels Prallteller vorzuziehen. Weiterhin sollte die ausgebrachte Gärrestmenge insbesondere auf unbestelltem Ackerland unverzüglich eingearbeitet werden (DüV; MÖLLER et al. 2009). Obwohl die Art der Ausbringtechnik sowie die Zeitspanne zwischen Ausbringung und Einarbeitung einen großen Einfluss auf die Bilanzergebnisse haben (vgl. MÖLLER et al. (2009) und DÖHLER (2002)), kann in der vorliegenden Untersuchung keine regionalspezifische Zuordnung dieser Parameter getroffen werden. Deshalb wird für die drei Untersuchungsgebiete bei der Bilanzierung der Energiepflanzen einheitlich eine Ausbringung der Gärreste mittels Schleppschlauch und Einarbeitung nach 12 Stunden festgelegt. Hierbei entsteht nach DÖHLER (2011) ein Ammoniakverlust von 30 % für die Ausbringung von Biogasgülle.

Neben den Ammoniakemissionen spielen auch Lachgasemissionen bei der Ausbringung von organischen Düngern wie Gärresten eine große Rolle. Auf diesen Aspekt wird im nachfolgenden sowie in Kapitel 4.3.3 gesondert eingegangen. Die bei und nach der Ausbringung von Gärresten entstehenden Methanemissionen können als marginal betrachtet werden, wie die Untersuchungen von LIEBETRAU et al. (2011) zeigen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Gärresttemperatur bei und nach Ausbringung der Gärreste für eine Methanbildung bereits zu weit abgesunken ist. Daher werden in den vorliegenden Bilanzierungen die Methanemissionen, die bei der Ausbringung der Gärreste entstehen, nicht berücksichtigt.

Überschussgärrest

Aufgrund beschränkter Lagerkapazitäten, einem kontinuierlichen Gärrestanfall innerhalb des Biogasprozesses und der Einhaltung von Sperrfristen nach Düngeverordnung können die anfallenden Gärreste nicht nur auf die Flächen ausgebracht werden, auf denen Biogassubstrate (z.B. Mais), angebaut werden. Insbesondere im Herbst ist eine Ausbringung von Gärresten auch auf anderweitig genutzten Ackerflächen erforderlich, um die Sperrfristen nach DüV bei den zur Verfügung stehenden Lagerkapazitäten einhalten zu können. Nach MÖLLER et al. (2009) sind für die Leerung der Gärrestlager im Herbst insbesondere Winterungen wie Winterraps oder Wintergetreide geeignet. Die Menge an Gärrest, die folglich nicht innerhalb des Stoffkreislaufes als Düngemittel zum erneuten Substratanbau verwendet wird, fließt einem anderen Produktsystem zu. Dieses wird jedoch durch Gutschriften-Methode und Düngegutschrift bei der Bilanzierung

berücksichtigt. Die Vorgehensweise ist in Kapitel 3.1.5 und die dabei zu Grunde gelegten Referenzwerte sind in Kapitel 3.3.4 ausführlich beschrieben.

Mineralische Düngung

Um den erforderlichen Nährstoffbedarf der jeweiligen Energiepflanzen zu decken, wird die oben beschriebene Gärrestdüngung durch die Gabe von Mineraldüngern ergänzt. Die Mineraldüngermenge ergibt sich aus den Sollwerten nach der jeweiligen Düngeempfehlung abzüglich des Nährstoffgehaltes der applizierten Gärrestmenge sowie des vorliegenden N_{\min} -Gehaltes bei der Bilanzierung des Stickstoffdüngers.

Neben der beschriebenen Nährstoffversorgung ist weiterhin eine ausreichende Kalkversorgung für den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit wichtig. Zur Deckung des erforderlichen Kalkbedarfs wird von einer dreijährigen Erhaltskalkung ausgegangen, die für die Bilanzierung bei allen untersuchten Kulturen und Bodenarten mit 300 kg / (ha · a) gleich angesetzt wird (VON BUTTLAR 2009; DREIER 2000).

Feldbearbeitung

Die Bewirtschaftungscharakteristik der Feldbearbeitung für die Bereitstellung der verschiedenen Energiepflanzen basiert auf der Datenbank des KTBL (KTBL 2006) unter Berücksichtigung der spezifischen Gegebenheiten der Untersuchungsgebiete sowie auf Betriebsumfragen von VON BUTTLAR (2009). Zu diesem Zweck werden, wie in der Beschreibung der Untersuchungsgebiete dargestellt, für den LK Hildesheim schwere Böden, für den LK Göttingen mittlere Böden und für den LK Celle leichte Böden berücksichtigt. Der Dieselbedarf ist für die drei Untersuchungsgebiete am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP in Tabelle 3-11 aufgeführt.

Tabelle 3-11: Dieserverbrauch der verschiedenen Arbeitsschritte für die Bereitstellung von Mais-GP für die LKs Hildesheim, Göttingen und Celle, nach VON BUTTLAR (2009)

Arbeitsschritt	Dieselverbrauch [l / ha]		
	LK HI	LK GÖ	LK CE
<i>Gärrest ausbringen (20 m³)</i>	9,1	9,1	9,1
<i>Grundbodenbearbeitung (Pflügen)</i>	12,0	10,5	10,5
<i>Eggen / Walzen</i>	4,1	-	1,9
<i>Bestellung Mais</i>	2,7	2,7	2,7
<i>Walzen</i>	1,9	1,9	1,9
<i>Pflanzenschutzmittel ausbringen</i>	8,7	8,7	8,7
<i>Mineraldünger ausbringen</i>	0,8	0,8	0,8
<i>Ernten mit Maishäcksler</i>	17,1	16,2	16,1
<i>Stoppelgrubbern</i>	19,3	12,8	7,2
Gesamt	75,7	62,7	59,2

Folglich ist die Feldbearbeitung im LK Hildesheim mit höheren Aufwendungen und damit mit einem höheren Dieselbedarf für die Landmaschinen verbunden als im LK Celle. Der Dieselbedarf für den Anbau, die Bereitstellung und die Ernte der weiteren Energiepflanzen geht aus den Sachbilanzen in Anhang II (vgl. Tabelle A.II - 1 ff.) hervor.

Feldberechnung

Von den betrachteten Untersuchungsgebieten ist ausschließlich im LK Celle eine Feldberechnung zur Ertragssicherung erforderlich. Dies ist auf die dort vorliegenden leichten sandigen Böden zurückzuführen, die über eine geringe Wasserspeicherkapazität verfügen. Insbesondere in den letzten Jahren hat die Nachfrage nach Bewässerungssystemen in dieser Region zugenommen, wobei längst nicht mehr nur Marktfrüchte, sondern auch Energiepflanzen wie Mais bewässert werden (HEINECKE 2010). Obwohl davon auszugehen ist, dass nicht alle Kulturen konsequent beregnet werden (z.B. Winterroggen), wird für die vorliegende Bilanzierung eine Beregnung aller Energiepflanzen zur maximalen Ertragsausbeute unterstellt. Diese Annahme ist darauf zurückzuführen, dass die erhobenen mittleren Ertragsdaten in dem Untersuchungsgebiet Celle nach VON BUTTLAR (2009) nur mit einer zusätzlichen Bewässerung erreicht werden können. Die dabei angesetzten Beregnungsmengen für den LK Celle basieren auf Feldversuchen der Landwirtschaftskammer Niedersachsen für den Standort Hamerstorf im LK Uelzen (FRICKE & RIEDEL 2011). Dort wurde der Einfluss verschiedener Beregnungsmengen auf die Biomasseerträge beim Anbau von Getreide, Zuckerrübe und Mais untersucht. Die in Hamerstorf vorliegenden charakteristischen Anbaueigenschaften hinsichtlich Boden und Klima lassen sich auf die Region Celle übertragen und somit auch die Ergebnisse der Feldversuche. Folglich lassen sich durch Feldberegnung im LK Celle die in Tabelle 3-12 aufgeführten Ertragssteigerungen erreichen.

Tabelle 3-12: Ertragsergebnisse verschiedener Kulturen des LK Celle bei unterschiedlicher Beregnungsmenge, nach FRICKE & RIEDEL (2011)

Energiepflanze	Beregnungsszenario	Beregnungsmenge	Mehrertrag
<i>Zuckerrüben</i>	Mittel	65 mm	16 %
	Maximal	125 mm	20 %
<i>Mais</i> <i>Getreide-GP</i>	Mittel	61 mm	16 %
	Maximal	118 mm	23 %

Bei der Stoffstromanalyse der Feldberegnung wird neben der Beregnungsmenge auch zwischen diesel- und strombetriebenen Bewässerungspumpen unterschieden. Nach Auskunft von HEINECKE (2010) arbeiten neuere Beregnungssysteme überwiegend mit strombetriebenen Bewässerungspumpen, sodass diese Art der Feldberegnung mit mittlerer Intensität für die Bilanzierung der Basisszenarien herangezogen wird. Der Einfluss der Beregnungstechnologie wird neben der Beregnungsintensität im Rahmen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung (vgl. Tabelle 3-6 und Tabelle 3-12) betrachtet. Der dafür zu Grunde gelegte Strom- bzw. Dieselbedarf ist den Betriebs- und arbeitswirtschaftlichen Kalkulationen für die Feldbewässerung nach KTBL (2009c) entnommen. Demnach werden für die Förderung von 1 m³ Wasser im Schnitt 0,5 kWh Strom bzw. 0,1 Liter Diesel benötigt (EBD.).

Lachgasemissionen

Die Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen führt zur Freisetzung von Lachgasemissionen. Sie können auf die Stickstoffeinträge in den Boden und die dort stattfindende mikrobielle Stickstoffumsetzung durch Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse zurückgeführt werden. Zu den Stickstoffeinträgen zählen mineralische Stickstoffdünger, Wirtschaftsdünger wie Gärreste oder Gülle sowie die Einarbeitung von Zwischenfrüchten und / oder Ernteresten. Dabei wird nach IPCC (2006) davon ausgegangen, dass ca. 1 % des eingearbeiteten Gesamtstickstoffs als direkte Lachgasemissionen freigesetzt wird. Hierbei wird nicht zwischen organischem und mineralischem Stickstoff unterschieden. Dies ist bei dem Berechnungsansatz der indirekten Lachgasemissionen anders. Sie entstehen durch den Eintrag von NH_3 -Emissionen in den Boden, oberflächigem N-Austrag und Auswaschung, wobei bei der Betrachtung des oberflächigen N-Austrages zwischen organisch und mineralisch eingetragenen Stickstoff unterschieden wird. Somit liegen nach der in IPCC (2006) dargestellten Berechnungsgrundlage die indirekten Lachgasemissionen bei 0,425 % des applizierten organischen und 0,325 % des applizierten mineralischen Stickstoffs.

Das Gewicht des emittierten Lachgases beträgt 1,57 kg pro kg Stickstoff und lässt sich nach Glg. 3-2 über die Molmassen von Stickstoff und Sauerstoff stöchiometrisch herleiten.



Folglich lassen sich die direkten Lachgasemissionen nach Glg. 3-3 und die indirekten Lachgasemissionen nach Glg. 3-4 und Glg. 3-5 berechnen:

direkte Lachgasemissionen:

$$m_{\text{N}_2\text{O (direkt)}} = 1\% \cdot 1,57 \frac{\text{kg N}_2\text{O}}{\text{kg N}_2} \cdot \text{N-Bedarf} \frac{\text{kg N}}{\text{ha} \cdot \text{a}} \quad \text{Glg. 3-3}$$

indirekte Lachgasemissionen:

$$m_{\text{N}_2\text{O (indirekt)}} = 0,425\% \cdot 1,57 \frac{\text{kg N}_2\text{O}}{\text{kg N}_2} \cdot \text{N-Bedarf} \frac{\text{kg N}_{\text{organisch}}}{\text{ha} \cdot \text{a}} \quad \text{Glg. 3-4}$$

$$m_{\text{N}_2\text{O (indirekt)}} = 0,325\% \cdot 1,57 \frac{\text{kg N}_2\text{O}}{\text{kg N}_2} \cdot \text{N-Bedarf} \frac{\text{kg N}_{\text{mineralisch}}}{\text{ha} \cdot \text{a}} \quad \text{Glg. 3-5}$$

3.3.3 Stoffstromanalyse der Biogasgewinnung und -verstromung

Die Stoffstromanalyse der Biogasgewinnung und -verstromung beginnt mit den Transportprozessen der Substrate vom Entstehungsort zur Biogasanlage und endet mit der Umwandlung des Biogases in Strom und Wärme mittels BHKW. Anhand der in Abbildung 3-1 dargestellten Prozesskette werden sämtliche Stoff- und Energieströme erfasst, die für die Erzeugung von einer Kilowattstunde Strom frei BHKW erforderlich sind. Diese sind nachfolgend für die einzelnen Prozessabschnitte beschrieben.

Transport

Innerhalb der Prozesskette der Biogasgewinnung und -verstromung werden ausschließlich die Transporte der Substrate vom Feld und der Wirtschaftsdünger vom landwirtschaftlichen Betrieb zur Biogasanlage betrachtet. Hierbei wird für alle Untersuchungsgebiete der Einsatz landwirtschaftlicher Fahrzeuge (Schlepper mit Anhänger bzw. Güllefass) gleich bilanziert. Gleiches gilt für die Entfernungen vom Feld bzw. vom landwirtschaftlichen Betrieb zur Biogasanlage. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Transportentfernungen von Energiepflanzen höher als die von Wirtschaftsdüngern wie Rinder- und Schweinegülle sind, da der Energiegehalt der Energiepflanze höher ist und damit die Transportwürdigkeit steigt (DRESEN 2008, zitiert nach DRESSLER 2008). Unter diesem Aspekt ergeben sich in Anlehnung an die Erhebungen von GELDERMANN et al. (2011) die in Tabelle 3-13 aufgeführten Transportentfernungen.

Tabelle 3-13: Angenommene Durchschnittliche spezifische Entfernungen des Substrattransportes zur Biogasanlage

durchschnittliche Transportentfernungen [km]	
Energiepflanzen	Wirtschaftsdünger
7	5

Die Transporte der Gärreste von der Biogasanlage zum Feld und die damit verbundenen Aufwendungen sind in der Stoffstromanalyse des Energiepflanzenanbaus berücksichtigt.

Substrate

Den Bilanzen wird im Basisszenario ausschließlich Mais-GPS als Substrat für die Biogasproduktion zu Grunde gelegt, während im Sensitivitätsszenario „*Substratinput*“ auf weitere Einsatzstoffe eingegangen wird. Dabei wird zwischen nachwachsenden Rohstoffen und Wirtschaftsdüngern unterschieden.

Im Sensitivitätsszenario „*Substratinput ohne Gülle*“ werden neben Mais-, auch Getreide-GPS, Getreide-Korn und Zuckerrüben als Einsatzstoffe für die Biogasproduktion betrachtet. Die Verwendung der genannten Substrate ist jedoch von Landkreis zu Landkreis unterschiedlich und basiert auf den dort vorherrschenden Fruchtartenverhältnissen (LSKN 2007A; VON BUTTLAR 2010) sowie in Anlehnung an ML (2012). Die daraus abgeleitete landkreisspezifische Substratzusammenstellung zeigt Tabelle 3-15.

Die Berücksichtigung von Rinder- und Schweinegülle als Eingangssubstrat erfolgt im Sensitivitätsszenario „*Substratinput mit Gülle*“, welches eine Erweiterung des Szenarios „*Substratinput ohne Gülle*“ darstellt. Dabei basiert die Berechnung des jeweiligen Gülleinputs ebenfalls auf regionalspezifischen Daten. Dazu zählen die Agrarstrukturerhebung des LSKN zum landkreisspezifischen Viehbestand aus dem Jahr 2007 (LSKN 2007B) und die daraus abgeleiteten Gülle- und Methanbildungspotentiale. Auf Basis der Erhebung des Biogaspotentials für Niedersachsen (vgl. ML (2012)) wird davon ausgegangen, dass derzeit ca. 30 % des theoretisch zur Verfügung stehenden Wirtschaftsdüngerpotentials zur Biogasproduktion eingesetzt werden kann. Weiterhin wird

aus der landkreisspezifischen Biogasinventur nach LESSMANN (2010) das jeweilige potentielle Methanbildungspotential über die installierte Anlagenleistung abgeschätzt. Aus der Gegenüberstellung des Methanbildungspotentials der zur Biogasproduktion verfügbaren Güllemenge und der für die installierte Anlagenleistung erforderlichen Methanmenge lässt sich die landkreisspezifische Methanmenge ermitteln, die aus Rinder- und Schweinegülle gewonnen werden kann (vgl. Tabelle 3-14).

Tabelle 3-14: Wirtschaftsdüngerpotential und dessen mögliche Methanerzeugung, nach KTBL (2009A); LSKN (2007B) & ML (2012)

Landkreis	Methan aus Gülle		Erzeugte Methanmenge gemäß Biogasinventur [Nm ³ CH ₄]	Potentielle Methan- erzeugung aus Gülle [%]
	Potential [Nm ³ CH ₄]	[Nm ³ CH ₄]		
Schweinegülle				
Hildesheim	536.191	160.857	14.670.588	1,13 %
Celle	1.366.357	409.907	35.507.403	1,15 %
Göttingen	984.826	295.448	12.185.936	2,42 %
Rindergülle				
Hildesheim	622.460	186.738	14.670.588	1,27 %
Celle	2.460.960	738.288	35.507.403	2,08 %
Göttingen	1.951.415	585.424	12.185.936	4,80 %

Mit Hilfe des jeweiligen Methanertrages lässt sich daraus der in Tabelle 3-15 dargestellte Masseninput ermitteln. Dabei wird davon ausgegangen, dass die eingesetzten Wirtschaftsdünger die anderen Substrate in gleichen Anteilen verdrängen.

Tabelle 3-15: Landkreisspezifische Substratzusammensetzung für die Untersuchungsszenarien „Substratinput ohne Gülle“ und „Substratinput mit Gülle“

	Energiepflanzen				Wirtschaftsdünger	
	Mais- GPS [Gew. %]	Getreide- GPS [Gew. %]	Getreide- Korn [Gew. %]	Zucker- rübe [Gew. %]	Rinder- gülle [Gew. %]	Schweine- gülle [Gew. %]
Substratinput ohne Gülle						
LK GÖ	77	20	3	-	-	-
LK HI	72	15	3	10	-	-
LK CE	80	20	-	-	-	-
Substratinput mit Gülle						
LK GÖ	48	13	2	-	22	15
LK HI	60	13	3	8	7	9
LK CE	64	17	-	-	11	8

Außerdem werden beim Einsatz der Wirtschaftsdünger erst die Aufwendungen bilanziert, die ab dem Transport vom landwirtschaftlichen Betrieb zur Biogasanlage entstehen. Dieser Ansatz ist darauf zurückzuführen, dass Wirtschaftsdünger wie Rinder- und Schweinegülle als Abfallprodukt der Tierhaltung anfallen und die mit der Entstehung der Gülle verbundenen Emissionen und Energieaufwendungen dem Prozess der Tierhaltung zugeschrieben werden.

Zur Berechnung der Gasausbeuten sind den Bilanzen die in Tabelle 3-16 aufgeführten spezifischen Eigenschaften der Substrate wie der organische Trockensubstanzgehalt, der spezifische Biogasertrag und das Methanbildungspotential zu Grunde gelegt.

Tabelle 3-16: Gasertrag und Methanausbeute verschiedener Substrate (KTBL 2009A)

Substrat	TS [%]	oTS [% TS]	Biogasertrag [Nm ³ / t oTS]	Methanertrag [%]	Methanertrag [Nm ³ / t FM]
Mais-GPS	33	95	650	52	106
Roggen-GPS	33	95	620	53	103
Getreide-Korn	87	97	730	52	320
Zuckerrübe	23	90	700	52	75
Rindergülle	10	80	380	55	17
Schweinegülle	6	80	420	60	12

Substratlagerung und -aufbereitung

Die Lagerung der Substrate aus nachwachsenden Rohstoffen erfolgt in einem Fahrsilo am Standort der Biogasanlage. Um eine lange und möglichst verlustfreie Lagerung der zu vergärenden Substrate zu gewährleisten, werden diese direkt bei der Einlagerung siliert. Dafür wird die eingelagerte Biomasse mit einem Walzschlepper verdichtet. Die Stoffstromanalyse der Einlagerung und Silierung beinhaltet den Dieserverbrauch des Walzschleppers (0,13 l / t Substrat) sowie die Lagerungsverluste von durchschnittlich 12 % (KTBL 2006).

Die Wirtschaftsdünger, die in Form von Rinder- und Schweinegülle im Untersuchungsszenario „Substrate“ Verwendung finden, werden in einem gasdichten Güllebunker gelagert und von dort direkt in den Fermenter gepumpt. Somit werden hier keine lagerungsbedingten Emissionen freigesetzt. Bei direkter Nutzung der Wirtschaftsdünger erfolgt die Lagerung meist in offenen Güllegruben, bevor sie als Nährstoffquelle aufs Feld ausgebracht werden. Die bei offener Lagerung der Wirtschaftsdünger entstehenden Methan- und Ammoniakemissionen können durch die Nutzung der Wirtschaftsdünger zur Biogasproduktion minimiert werden. Die mit der Lagerung der Wirtschaftsdünger einhergehenden Emissionen fließen nach Berechnungen des BMELV/UBA nach PEHNT & VOGT (2007) mit den in Tabelle 3-17 dargestellten Emissionsfaktoren als Gutschriften in die Bilanzierung der Biogasgewinnung und -verstromung im BHKW / Sensitivitätsszenario „Substrate“ ein. Für die Berücksichtigung der vermiedenen Ammoniakemissionen werden die Untersuchungen von HAENEL (2010) herangezogen.

Tabelle 3-17 : Gutschriften für die Vergärung von Rinder- und Schweinegülle, (PEHNT & VOGT 2007; HAENEL 2010)

Substrat	Methangutschrift [kg CH ₄ / t FM]	Ammoniakgutschrift [kg NH ₃ / t FM]
Rindergülle	1,8	0,19
Schweinegülle	1,4	0,41

Betrieb der Biogasanlage

Die Stoffstromanalyse der direkten Biogaserzeugung beinhaltet sämtliche erforderlichen Energie- und Stoffströme sowie die entstehenden Ziel- und Nebenprodukte und Emissionen, die mit der Produktion von einem Normkubikmeter (1 Nm^3) Biogas in Verbindung stehen. Die ermittelten Input- und Outputströme sind mit ihren Quellen für das Basisszenario in Tabelle 3-18 aufgeführt und, wie in Kapitel 3.2.2 erläutert, für alle drei Untersuchungsgebiete gleich definiert.

Tabelle 3-18: Sachbilanz für den Betrieb der Biogaserzeugung für das Basisszenario, bezogen auf 1 Nm^3 Biogas

Parameter	Einheit		Quelle
Input			
Substrat (Mais-GPS)	kg FM / Nm^3 Biogas	5,002	KTBL (2009A); FNR (2010)
Dieseltreibstoff	l / Nm^3 Biogas	0,0013	KTBL (2006); KFM PROJEKT
elektrische Energie	kWh _{el.} / Nm^3 Biogas	0,146	FNR (2009A); KFM PROJEKT
thermische Energie	kWh _{th.} / Nm^3 Biogas	0,328	FNR (2009A); KFM PROJEKT
Output			
Biogas	Nm^3	1	KTBL (2009A); FNR (2010)
Methangehalt	% / Nm^3 Biogas	52	KTBL (2009A); FNR (2010)
Gärrest	kg / Nm^3 Biogas	3,801	EILER (2009)
Diffuse Methanemissionen	% CH ₄ / Nm^3 Methan	1	ROTH et al. (2011); VOGT (2008B)
	kg CH ₄ / Nm^3 Biogas	0,0037	

Die Sachbilanzen für das Sensitivitätsszenario „Substratinput“ unterscheiden sich überwiegend in der Art und im Umfang des eingesetzten landkreisspezifischen Substrats und damit in dem durch Vergärung entstehenden Gärrest. Die Prozessenergien verändern sich im Szenario „Landkreisspezifischer Substratinput ohne Gülle“ im Vergleich zum Basisszenario nicht. Anders ist dies beim Einsatz von Wirtschaftsdüngern (Szenario „Landkreisspezifischer Substratinput mit Gülle“). Hier ist ein höherer Wärmebedarf für die Fermenterheizung erforderlich. Die genauen Stoff- und Energieströme der Sachbilanzen des Sensitivitätsszenarios „Substratinput“ sind im Anhang Tabelle A.III - 1 bis Tabelle A.III - 6 dargestellt.

BHKW

Im BHKW wird das im Biogas enthaltende Methan in Strom und Wärme umgewandelt. Dieser Prozessabschnitt ist in seinen verfahrenstechnischen Parametern für die Untersuchungsgebiete ebenfalls gleich definiert. Einziger Unterschied ist die Rate der extern genutzten Wärme. Die Festlegung der landkreisspezifischen Wärmenutzungsrate ist mit der Definition der standortspezifischen Parameter in der Darstellung des Basisszenarios (Kapitel 3.2.2) bereits erfolgt.

Die in Tabelle 3-19 aufgeführten Energie- und Stoffströme sowie die zu Grunde gelegten Wirkungsgrade beziehen sich auf ein Gas-BHKW.

Tabelle 3-19: Sachbilanz für dezentrale Verstromung von Biogas in einem Gas-BHKW, bezogen auf 1 kWh_{el.}

Parameter	Einheit		Quelle
Input			
Biogas	Nm ³ Biogas / kWh _{el.}	0,49	Berechnet
$\eta_{el.}$	%	0,39	ASUE (2011)
$\eta_{th.}$	%	0,48	ASUE (2011)
Output			
Strom	kWh _{el.}	1	Berechnet
Wärme	kWh _{th.} / kWh _{el.}	1,23	Berechnet
Methanschlupf	% CH ₄ / Nm ³ CH ₄	0,5	ROTH et al. (2011); VOGT (2008B)
	kg CH ₄ / kWh _{el.}	0,001	

Lagerung der Gärreste

Während die Lagerung der Gärreste im Basisszenario als gasdicht angenommen wird, wird sie im Szenario „offene Gärrestlagerung“ als offen bzw. geschlossen, aber nicht gasdicht, bilanziert.

Für die offene bzw. geschlossene, aber nicht gasdichte Lagerung von Gärresten wird eine durchschnittliche Methanfreisetzung von 3,49 % der produzierten Methanmenge nach LIEBETRAU et al. (2011) veranschlagt. Die Auswertung der Betreiberumfrage des DBFZ zur Gärrestlagerung (vgl. LIEBETRAU et al. (2011, S. 21 f.)) und der Ergebnisse der Biogasinventur für die Untersuchungsgebiete hinsichtlich der installierten Anlagenleistung (vgl. LESSMANN (2010)) liefert die durchschnittlichen Anteile offener bzw. geschlossener, aber nicht gasdichter Gärrestlager je Landkreis. Diese betragen

- im LK Celle 59 %,
- im LK Göttingen 57 % und
- im LK Hildesheim 56 %.

Die Ausbringung der Gärreste und die damit verbundenen Aufwendungen und Emissionen sind bereits in der Stoffstromanalyse des Energiepflanzenanbaus berücksichtigt.

Gasaufbereitung und -einspeisung

Die Stoffstromanalyse der Gasaufbereitung und -einspeisung erfolgt für das Sensitivitätsszenario „Gaseinspeisung“. Die Sachbilanz der Biogasgewinnung unterscheidet sich dabei kaum von der des Basisszenarios. Einziger Unterschied ist die Bereitstellung der erforderlichen Prozesswärme für die Fermenterheizung in Höhe von 0,328 kWh_{th.} / Nm³ Biogas. Diese wird im Szenario Gaseinspeisung durch eine Teilverstromung des Biogases bereitgestellt. Für die Stoffstromanalyse der Gasaufbereitung wird das in Kapitel 3.1.2 beschriebene Aufbereitungsverfahren der Druckwasserwäsche zu Grunde gelegt. Die erforderlichen Input- und Outputströme sind in Tabelle 3-20 aufgeführt.

Tabelle 3-20: Sachbilanz der Gasaufbereitung mittels Druckwasserwäsche

Parameter	Einheit		Quelle
Input			
Biogas	Nm ³ Biogas	1	berechnet
Methangehalt	% / Nm ³ Biogas	52	KTBL (2009A); FNR (2010)
elektrische Energie	kWh / Nm ³ Biogas	0,22	URBAN et al. (2009)
Output			
Biomethan	Nm ³ Biomethan / Nm ³ Biogas	0,5	berechnet, nach URBAN et al. (2009)
Methangehalt	% / Nm ³ Biogas	97	KTBL (2009A); FNR (2009B)
Methanschlupf	% CH ₄ / Nm ³ Biomethan	1	URBAN et al. (2009)

Wie in der Verfahrensbeschreibung dargestellt, kann der im Biogas enthaltende Schwefelwasserstoff bei reinen NawaRo-Anlagen direkt in der Druckwasserwäsche abgeschieden werden. Der für die Gasaufbereitung erforderliche Strombedarf wird wie beim Betrieb der Biogasanlage als deutscher Strommix berücksichtigt.

Der Methanschlupf beträgt, wie aus Tabelle 3-20 hervorgeht, 1 % des erzeugten Biomethans und wird mit dem abgetrennten CO₂ nach der Desorption als sogenanntes Strippgas über eine Abgasreinigungstufe geleitet. Dort wird das CH₄ zu CO₂ und H₂O oxidiert (URBAN et al. 2009). Bei der Berechnung der Umweltwirkungen werden die CO₂-Emissionen allerdings nicht berücksichtigt, da hier ein geschlossener Kohlenstoffkreislauf unterstellt wird. Das bedeutet, dass bei der Oxidation des Biomethans lediglich die Menge an Kohlenstoff in Form von CO₂-Emissionen freigesetzt wird, die während des Wachsens der Pflanzen zur Biogas- bzw. Futtermittelproduktion mittels Photosynthese aus der Atmosphäre gebunden wird.

Nach der Gasaufbereitung besitzt das Biomethan einen Druck von ca. 8 bar und muss je nach vorliegender Druckstufe der Erdgasleitung weiter komprimiert werden. Für das Sensitivitätsszenario „Gaseinspeisung“ wird nach den Erhebungen von LESSMANN (2010) eine Erdgasleitung mit einem Leitungsdruck von 16 bar angenommen, so dass das Biomethan weiter komprimiert werden muss (vgl. hierzu auch Kapitel 3.2.2). Der erforderliche Strombedarf für die weitere Druckerhöhung mittels Hubkolbenverdichter liegt bei durchschnittlich 0,19 kWh / Nm³ Biomethan (HAUG 2012). Wie bei den Teilprozessen der Biogasgewinnung und -aufbereitung wird die für den Verdichter benötigte Strommenge über den deutschen Strommix abgedeckt.

Die Stoffstromanalyse für die Nutzung des Biomethans in einem BHKW zur Erzeugung von Strom und Wärme unterscheidet sich von der für die dezentrale Verstromung des Biomethans (vgl. Tabelle 3-19) lediglich in den Wirkungsgraden der BHKWs ($\eta_{el.} = 38,3 \%$; $\eta_{th.} = 48 \%$) sowie in den Nutzungsgraden der extern nutzbaren Wärme. Letztgenannte wird bei der Verstromung von Biomethan in einem zentralen BHKW mit 100 % angesetzt (vgl. Tabelle 3-7).

3.3.4 Verwendete Allokationen

Innerhalb des Untersuchungssystems der Biogasgewinnung und -verstromung im BHKW entstehen outputseitig zwei Koppelprodukte, die einer weiteren Nutzung zugeführt werden können und somit innerhalb der Bilanz berücksichtigt werden müssen:

- der Überschussgärrest, der neben dem Biogas im Fermentationsprozess entsteht und anschließend als Düngemittel zurück auf Ackerflächen gebracht wird, auf denen kein Substrat zur Biogasgewinnung angebaut wird.
- die Abwärme des BHKWs, die bei der Verstromung des Biogases entsteht und als Nahwärme, für Trocknungsprozesse und / oder als Prozesswärme in industriellen Prozessen eingesetzt wird.

Die Berücksichtigung dieser Koppelprodukte erfolgt durch das in Kapitel 3.1.5 beschriebene Allokationsverfahren. Folglich werden der Prozesskette der Biogasgewinnung und -verstromung aufgrund der Berücksichtigung des Gärrestes die Aufwendungen der Bereitstellung der äquivalenten Menge an Mineraldüngern gutgeschrieben. Die der Gutschrift zu Grunde gelegten substituierten Mineraldünger (Äquivalenzprodukte) und die für die Berechnung der Gutschriftshöhe erforderliche Nährstoffzusammensetzung des Gärrestes sind in Tabelle 3-21 aufgeführt. Die Emissionen und energetischen Aufwendungen, die mit der Herstellung der Äquivalenzprodukte in Verbindung stehen, basieren auf dem deutschen Technologiemix und sind der Datenbank der Ökobilanzsoftware GaBi entnommen (PE 2010).

Tabelle 3-21: Äquivalenzprodukte für die Allokation der Gärrestverwertung außerhalb der Systemgrenzen (Überschussgärrest)

Parameter	Einheit	Nährstoffgehalt Gärrest	Substituiertes Produkt
Stickstoff	kg N / t Gärrest	4,7	Calciumammoniumnitrat (27 % N)
Phosphor	kg P ₂ O ₅ / t Gärrest	2,7	Triple superphosphat (45 % P ₂ O ₅)
Kalium	kg K ₂ O / t Gärrest	1,8	Kaliumchlorid (60 % K ₂ O)
Magnesium	kg MgO / t Gärrest	5	Magnesiumsulfat (16 % MgO)

Die Anrechnung der extern nutzbaren Wärmemenge erfolgt durch Gutschrift der Aufwendungen, die für die Bereitstellung der gleichen Wärmemenge aus fossilen Energieträgern erforderlich sind. Die Berechnung dieser Gutschrift basiert auf der erzeugten Wärmemenge abzüglich der für den Biogasprozess erforderlichen Prozesswärme (Überschusswärme), den landkreisspezifischen Wärmenutzungsraten sowie auf der definierten Zusammensetzung der sogenannten Marginalwärme (vgl. Kapitel 3.1.6). Tabelle 3-22 fasst die genannten, für die Allokation der Wärmenutzung außerhalb der Systemgrenzen erforderlichen Parameter zusammen.

Tabelle 3-22: Äquivalenzprozesse für die Allokation der Wärmenutzung außerhalb der Systemgrenzen am Beispiel des LK Göttingen

Parameter	Einheit	Menge	Substituiertes Produkt
Überschusswärme	kWh _{th.} / kWh _{el.}	1,07	
Genutzte Überschusswärme	% der Überschusswärme	60	
Erdgasbasierte Wärmebereitstellung	% der genutzten Überschusswärme	35,6	Thermische Energie aus Erdgas (dt. Technologiemix)
Heizölbasierte Wärmebereitstellung	% der genutzten Überschusswärme	64,4	Thermische Energie aus Heizöl (dt. Technologiemix)

3.4 Bilanzierungs- und Bewertungsmodell

Das Bilanzierungs- und Bewertungsmodell zur regional- und standortspezifischen Analyse von Bioenergien basiert auf den in Kapitel 3.3 vorgestellten regional- und standortspezifischen Sachbilanzierungen sowie den in Kapitel 3.1.9 erläuterten Bewertungskriterien.

Ziel ist es, alle in der Sachbilanz erhobenen Daten in Form von bilanzierbaren Prozessketten abzubilden. Die Modellierung dieser Prozessketten erfolgt mit Hilfe der Ökobilanzierungssoftware GaBi (Ganzheitliche Bilanzierung) der Firma PE International (PE 2010). Aufgrund der modularen Struktur dieser Ökobilanzsoftware lässt sich jeder Prozessabschnitt gesondert abbilden. Die einzelnen Abschnitte wiederum können zu unterschiedlichen Prozessketten zusammengefügt werden. So wird in einem ersten Schritt die Bereitstellung der festgelegten Energiepflanzen für jedes Untersuchungsgebiet separat modelliert. Die separate Darstellung für die unterschiedlichen Landkreise ist erforderlich, um die unterschiedlichen Sachbilanzgrößen hinsichtlich des Ertrags, der Düngemittel, des Dieseldraftstoffs zur Feldarbeit usw. im Bilanzmodell berücksichtigen zu können. Die Modellierung des Prozessabschnittes der Bereitstellung und Ernte ist exemplarisch am Beispiel von Mais-GP für den LK Göttingen in Abbildung 3-8 und für den LK Celle in Abbildung 3-9 dargestellt. Sie bezieht sich jeweils auf eine Tonne frisches Erntegut und gibt die für die Untersuchungsgebiete verschiedenen Sachbilanzierungen wieder.

Der landkreisspezifische Biomasseertrag wird beispielsweise in der unterschiedlichen Größe der bewirtschafteten Fläche deutlich, die für die Bereitstellung von einer Tonne frisches Erntegut benötigt wird. Diese liegt bei der Bereitstellung von einer Tonne Mais-GP im LK Göttingen bei 228,57 qm und im LK Celle bei 251,17 qm. Weiterhin zeigt Abbildung 3-9 im Vergleich zu Abbildung 3-8 die im LK Celle erforderliche Feldberegung.

Mais-GP LK Göttingen

GaBi 4 Prozessplan: Referenzgrößen
Es werden die Namen der Basisprozesse angezeigt.



Abbildung 3-8: Modellierter Prozessabschnitt der Bereitstellung und Ernte von Mais-GP im LK Göttingen

Mais-GP LK Celle

GaBi 4 Prozessplan: Referenzgrößen

Es werden die Namen der Basisprozesse angezeigt.

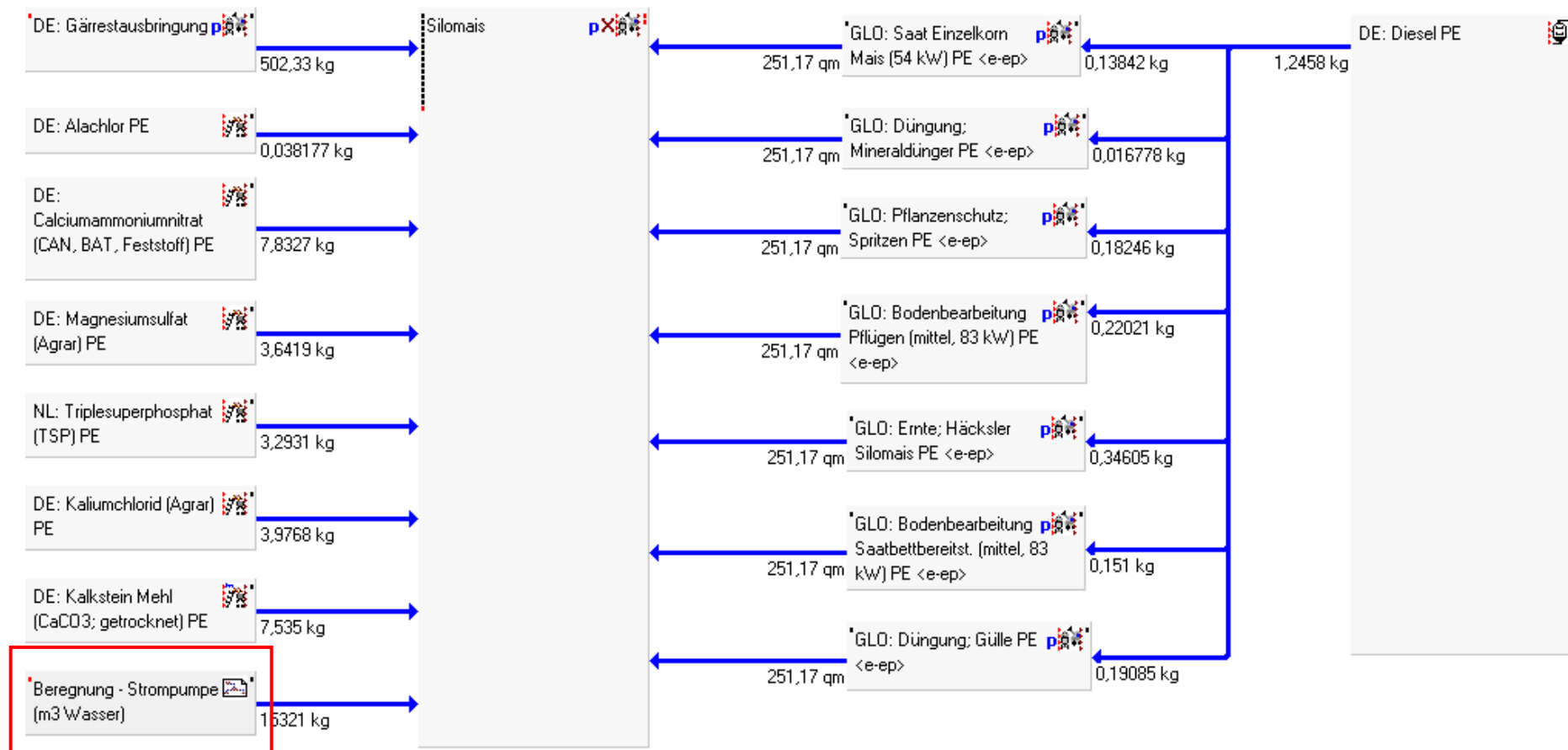


Abbildung 3-9: Modellierter Prozessabschnitt der Bereitstellung und Ernte von Mais-GP im LK Celle

Neben der Bereitstellung und Ernte der verschiedenen Energiepflanzen werden auch alle weiteren erforderlichen Prozessabschnitte modelliert. Dazu zählen die Biomasse-transporte von der Ackerfläche zur jeweiligen Bioenergieanlage, die Lagerung und ggf. Aufbereitung der Biomasse sowie der Prozess der eigentlichen Biogasgewinnung. Abbildung 3-10 zeigt exemplarisch den Prozessabschnitt des Transports und der Lagerung der Mais-GPS. Neben dem Biomassetransport zur Biogasanlage beinhaltet dieser Teilprozess auch die Einlagerung der Biomasse inklusive Festfahren in einem Fahrsilo sowie die Silierung inklusive Lagerungsverluste.

Transport und Lagerung Mais-GP

p

GaBi 4 Prozessplan: Referenzgrößen

Es werden die Namen der Basisprozesse angezeigt.

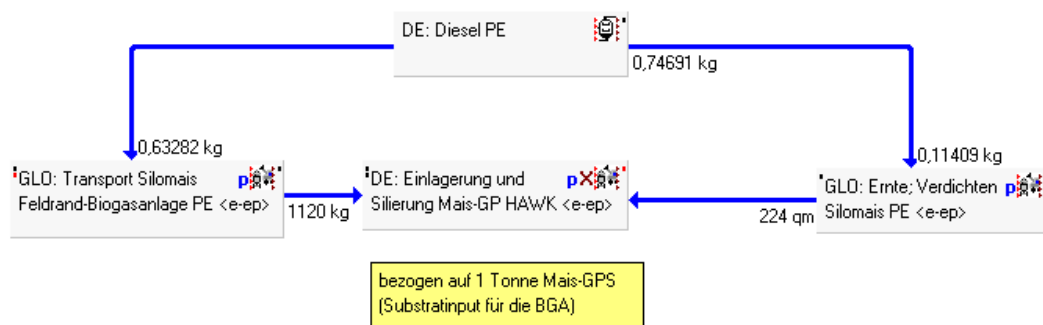


Abbildung 3-10: Modellierter Prozessabschnitt des Transports und der Lagerung von Mais-GPS

Abschließend werden alle modellierten Teilabschnitte zu der dem Untersuchungsszenario entsprechend definierten Prozesskette zusammengefügt. Dies zeigt die dargestellte Prozesskette der Biogasgewinnung aus Mais und Biogasverstromung im BHKW für den LK Göttingen (vgl. Abbildung 3-11). Diese bildet alle erforderlichen Stoffströme zur Erzeugung von 1 kWh Strom aus Biogas sowie die dabei entstehenden Koppelprodukte mit ihren in Kapitel 3.3.4 festgelegten Gutschriften ab.

Diese Prozessketten werden für alle in Kapitel 3.2 definierten Untersuchungsszenarien in GaBi modelliert, bilanziert und nach den in Kapitel 3.1.9 festgelegten energetischen bzw. ökologischen Kriterien bewertet. Die grafischen Auswertungen der Bilanzergebnisse erfolgen anschließend in Excel und sind in den Kapiteln 4 und 5 dargestellt.

Biogas Mais LK Göttingen

GaBi 4 Prozessplan: Referenzgrößen
Es werden die Namen der Basisprozesse angezeigt.

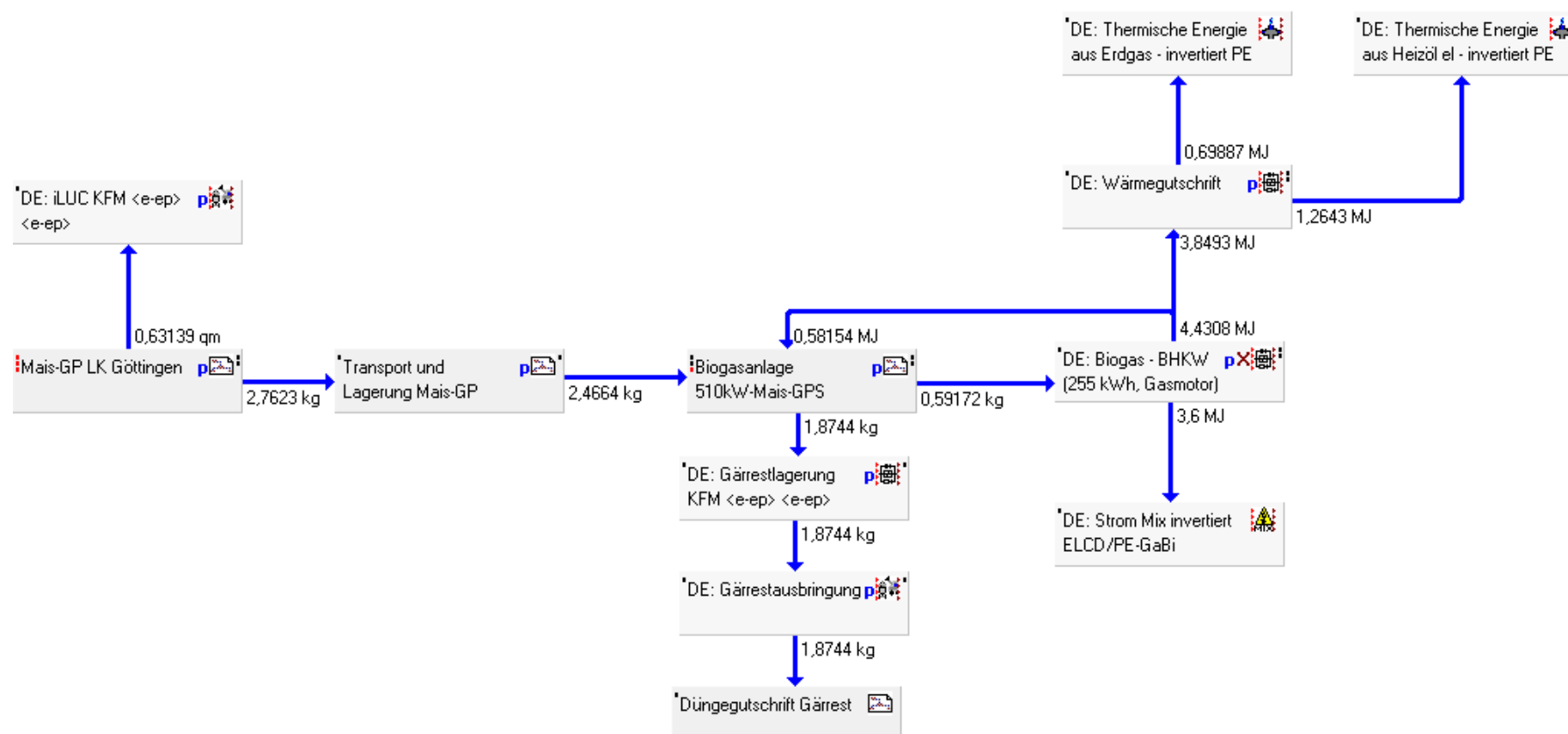


Abbildung 3-11: Modellierter Prozesskette der Biogasgewinnung aus Mais und Verstromung im BHKW am Beispiel des LK Göttingen

4 Ergebnisse der regionalen und standortangepassten Bewertung des Energiepflanzenanbaus

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der regionalen und standortangepassten Analysen und Bewertungen verschiedener Energiepflanzen zur Biogasgewinnung für die LKs Göttingen, Celle und Hildesheim einander gegenübergestellt. Ziel der Gegenüberstellung ist die Identifikation und Bewertung von regionalen und standortspezifischen Parametern, die das Bilanzergebnis beeinflussen. Zu diesem Zweck werden zunächst in Kapitel 4.1 die Ergebnisse des Basisszenarios ausführlich dargestellt und erläutert. Hierbei wird zwischen vier verschiedenen Bewertungskategorien (Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen), Primärenergieaufwand, versauernd wirkende Emissionen und eutrophierend wirkende Emissionen) unterschieden. Basierend auf den identifizierten relevanten Parametern erfolgt in Kapitel 4.2 eine detaillierte Betrachtung und Diskussion der Einflussfaktoren Düngemiteleinsetz, Feldberegnung und Ertragsveränderungen durch einen potentiellen Klimawandel. Diese Ergebnisse werden in Kapitel 4.3 zusammenfassend diskutiert.

4.1 Basisszenario: Identifikation relevanter Parameter

Die Ergebnisse des Basisszenarios beziehen sich auf die in Kapitel 3.3.2 ausführlich beschriebenen regional- und standortspezifischen sowie allgemeingültigen Daten und sind nachfolgend für die definierten Bewertungskategorien beschrieben.

Treibhausgasemissionen

Die Ergebnisse der THG-Bilanzierung für den Anbau und die Bereitstellung verschiedener Biogaskulturen sind bezogen auf eine Tonne frisches Erntegut (t FM) in Abbildung 4-1 dargestellt. Die Auftragung der THG-Emissionen ist unterteilt in ihre einzelnen Entstehungskategorien, wie die Lachgasemissionen, die Bereitstellung der erforderlichen Dünge- und Pflanzenschutzmittel sowie die Aufwendungen der Feldberegnung und Feldarbeit. Weiterhin erfolgt die Gegenüberstellung der Untersuchungsgebiete Göttingen, Celle und Hildesheim für jede Kultur im Einzelnen.

Der Vergleich der Ergebnisse für die Untersuchungsgebiete zeigt für alle untersuchten Kulturen Unterschiede. Beim Anbau von Mais-GP, Winterroggen-GP und Zuckerrübe werden die geringsten THG-Emissionen im LK Göttingen freigesetzt. Bei der Bereitstellung von Triticale-GP werden im LK Hildesheim die wenigsten Klimagase erzeugt. Im LK Celle führt die Bereitstellung aller betrachteten Energiepflanzen zu den schlechtesten THG-Bilanzen. Für die Bereitstellung von Mais-GP lässt sich eine Bandbreite der THG-Emissionen zwischen 40,1 und 51,3 kg CO₂-Äqv. / t FM feststellen. Dies entspricht einer prozentualen Abweichung von ca. 22 % zwischen dem LK Celle und dem LK Göttingen. Die größte absolute Abweichung in den Ergebnissen der Klimagasbilanz ist bei der Bereitstellung von Triticale-GP zu finden.

Abbildung 4-1 zeigt, dass die Bereitstellung der erforderlichen Düngemittel und die Lachgasemissionen einen sehr hohen Anteil an der Gesamtbilanz haben. Daher wirkt

sich der in der Stoffstromanalyse des Energiepflanzenanbaus erhobene regionalspezifische Stickstoffbedarf dementsprechend stark auf das Bilanzergebnis aus und kann als wesentlicher Grund für die unterschiedlichen Ergebnisse identifiziert werden (vgl. Tabelle 4-1).

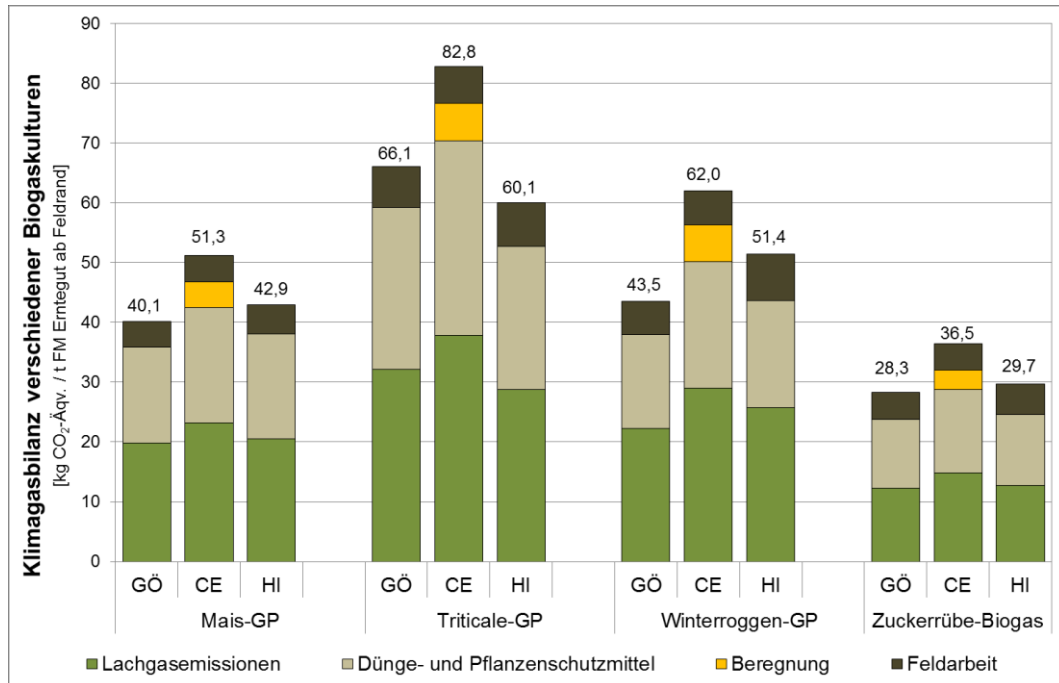


Abbildung 4-1: THG-Emissionen der Bereitstellung verschiedener Biogaskulturen bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand (Basiszenario)

Im LK Celle werden bei der Bereitstellung von Mais-GP durch die Bereitstellung der Stickstoffdünger und die stickstoffabhängigen Lachgasemissionen THG-Emissionen in Höhe von 42,5 kg CO₂-Äqv. / t FM freigesetzt, während im LK Göttingen nur 35,8 kg CO₂-Äqv. / t FM emittiert werden. Folglich verursachen die Parameter Düngemittel und Lachgasemissionen einen Unterschied von 6,7 kg CO₂-Äqv. / t FM zwischen den Klimagasbilanzen in den LKs Celle und Göttingen. Dies entspricht knapp 60 % des Unterschieds zwischen den Ergebnissen dieser beiden LKs (vgl. Tabelle 4-1).

Weitere Faktoren, die die Ergebnisse der einzelnen Landkreise beeinflussen, sind die verschiedenen Aufwendungen für die Feldarbeit und insbesondere die Feldberegnung im LK Celle. So erzeugt die Feldberegnung im LK Celle eine Mehrmission an Klimagasen, die in den anderen beiden Landkreisen aufgrund der nicht erforderlichen Bewässerung nicht auftritt (siehe Tabelle 4-1).

Weiterhin ist der regionalspezifische Biomasseertrag für die Unterschiede in den THG-Emissionen verantwortlich. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die mit der Bereitstellung und Ernte in Verbindung stehenden Aufwendungen pro Tonne Erntegut bei niedrigeren Biomasseerträgen größer sind als bei höheren Biomasseerträgen.

Tabelle 4-1: THG-Emissionen der Bereitstellung verschiedener Biogaskulturen (Basisszenario) für die LKs Göttingen und Hildesheim sowie Unterschiede in den THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim

	Parameter	LK GÖ	LK HI	Δ LK CE : GÖ	Δ LK CE : HI
		THG-Emissionen [kg CO ₂ -Äqv. / t FM]			
Mais-GP	Lachgasemissionen	19,8	20,6	3,4	2,6
	Düngemittel	16,0	17,5	3,3	1,8
	Beregnung	0,0	0,0	4,3	4,3
	Feldarbeit	4,3	4,8	0,2	-0,3
	Gesamt	40,1	42,9	11,2	8,4
Triticale-GP	Lachgasemissionen	32,1	28,7	5,7	9,1
	Düngemittel	27,2	24,0	5,3	8,5
	Beregnung	0,0	0,0	6,2	6,2
	Feldarbeit	6,8	7,4	-0,5	-1,1
	Gesamt	66,1	60,1	16,7	22,7
Roggen-GP	Lachgasemissionen	22,2	25,8	6,8	3,2
	Düngemittel	15,7	17,8	5,5	3,4
	Beregnung	0,0	0,0	6,2	6,2
	Feldarbeit	5,6	7,8	0,0	-2,2
	Gesamt	43,5	51,4	18,5	10,6
Zuckerrüben	Lachgasemissionen	12,3	12,7	2,6	2,2
	Düngemittel	11,5	11,9	2,4	2,0
	Beregnung	0,0	0,0	3,3	3,3
	Feldarbeit	4,5	5,1	-0,1	-0,7
	Gesamt	28,3	29,7	8,2	6,8

Primärenergieaufwand

Die Ergebnisse der Bilanzierung des kumulierten fossilen Primärenergieaufwandes sind in Kilowattstunde Primärenergieaufwand angegeben und beziehen sich auf eine Tonne frisches Erntegut (t FM) (siehe Tabelle 4-2 sowie Abbildung 4-2).

Der Vergleich des kumulierten Energieaufwandes des Energiepflanzenanbaus in den drei Untersuchungsgebieten zeigt das gleiche Bild wie bei der Klimagasbilanz: Auch hier liegt eine Bandbreite in den Ergebnissen vor. Im LK Celle ist der Primärenergieaufwand für den Anbau und die Bereitstellung aller betrachteten Kulturen am höchsten. Die Ergebnisse der LKs Göttingen und Hildesheim liegen eng beieinander, wobei der Primärenergieaufwand für den Anbau von Mais-GP, Winterroggen-GP und Zuckerrübe im LK Göttingen und für die Bereitstellung von Triticale-GP im LK Hildesheim am geringsten ist. Der Primärenergieaufwand für die Bereitstellung von Mais-GP variiert mit einer absoluten Abweichung von 27,8 kWh / t FM zwischen 67,3 kWh / t FM im LK Göttingen und 95,1 kWh / t FM im LK Celle. Der größte absolute Unterschied in den Ergebnissen des Primärenergieaufwands ist auch hier bei der Bereitstellung der Triticale zu finden. Er beträgt 43,3 kWh / t FM (vgl. Abbildung 4-2).

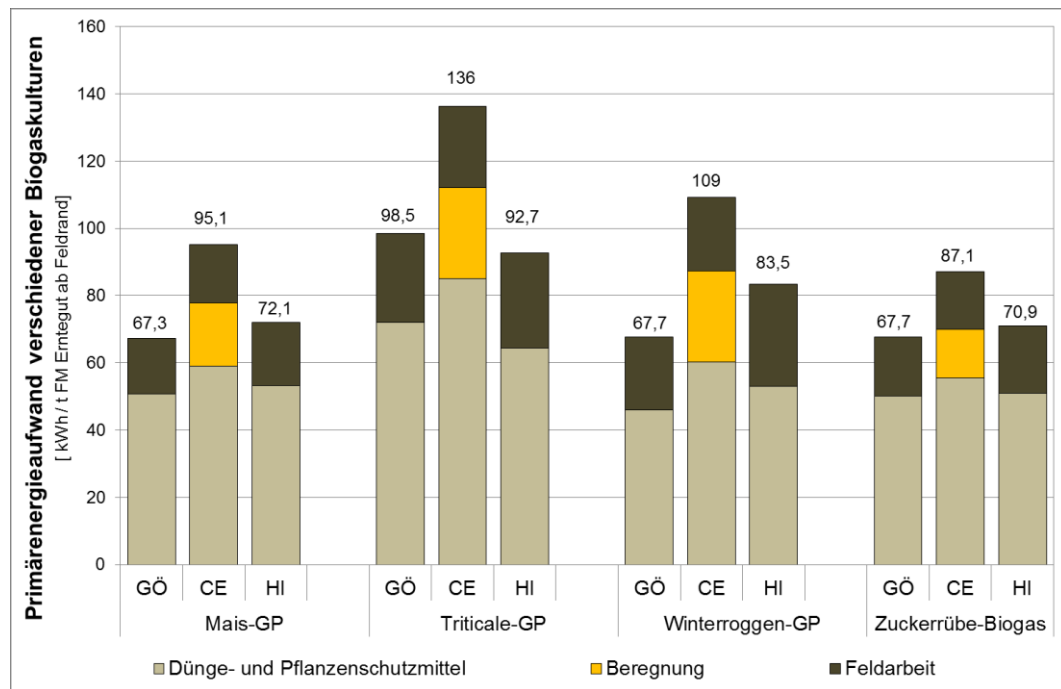


Abbildung 4-2: Fossiler Primärenergieaufwand der Bereitstellung verschiedener Biogaskulturen bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand, Basisszenario

Tabelle 4-2: Fossiler Primärenergieaufwand der Bereitstellung verschiedener Biogaskulturen (Basisszenario) für die LKs Göttingen und Hildesheim sowie Unterschiede in den THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim

	Parameter	LK GÖ	LK HI	Δ LK CE : GÖ	Δ LK CE : HI
		Primärenergieaufwand [kWh / t FM]			
Mais-GP	Düngemittel	50,6	53,3	8,4	5,7
	Beregnung	0,0	0,0	18,8	18,8
	Feldarbeit	16,7	18,8	0,6	-1,5
	Gesamt	67,3	72,1	27,8	23,0
Triticale-GP	Düngemittel	72,0	64,3	13,1	20,8
	Beregnung	0,0	0,0	27,0	27,0
	Feldarbeit	26,5	28,4	-2,4	-4,3
	Gesamt	98,5	92,7	37,7	43,5
Roggen-GP	Düngemittel	45,9	53,0	14,4	7,3
	Beregnung	0,0	0,0	27,0	27,0
	Feldarbeit	21,8	30,5	0,2	-8,5
	Gesamt	67,7	83,5	41,6	25,8
Zuckerrüben	Düngemittel	50,0	51,0	5,5	4,5
	Beregnung	0,0	0,0	14,4	14,4
	Feldarbeit	17,7	19,9	-0,5	-2,7
	Gesamt	67,7	70,9	19,4	16,2

Die Ergebnisunterschiede sind insbesondere auf die im LK Celle erforderliche Feldberegnung zurückzuführen, die in den anderen beiden Untersuchungsgebieten nicht notwendig ist. Die Feldberegnung hat bei der Bereitstellung von Triticale einen Primärenergieaufwand von 27 kWh / t FM und verursacht damit 64 % des Ergebnisunter-

schiedes. Bei der Bereitstellung von Mais-GP hat die Feldberegung einen Anteil von 67 %. Weiterhin führt der regionalspezifischen Bedarf an Düngemitteln und Diesel für die Feldarbeit zu Unterschieden in den Ergebnissen des Primärenergieaufwandes (siehe Tabelle 4-2).

Der im LK Celle geringere flächenspezifische Biomasseertrag ist auch bei der Betrachtung des Primärenergieaufwandes ein wesentlicher Faktor, der für die Unterschiede in den Bilanzergebnissen mitverantwortlich ist. Dadurch wird beispielsweise der Effekt der erforderlichen Feldberegung zusätzlich verstärkt. Ausnahme ist in diesem Zusammenhang die Feldarbeit. Hier liegt im LK Celle im Vergleich zu den LKs Hildesheim und Göttingen ein geringerer Dieselverbrauch zu Grunde. Dieser Vorteil des LK Celle wird aufgrund des geringeren Biomasseertrages im Vergleich zum LK Göttingen ins Gegenteil verkehrt und im Vergleich zum LK Hildesheim abgeschwächt (vgl. Tabelle 4-2).

Versauernd wirkende Emissionen

Abbildung 4-3 zeigt die Ergebnisse der versauernd wirkenden Emissionen für die Bereitstellung verschiedener Biogaskulturen. Die Ergebnisse sind in Kilogramm Schwefeldioxidäquivalente (kg SO₂-Äqv.) angegeben und beziehen sich auf eine Tonne frisches Erntegut (t FM).

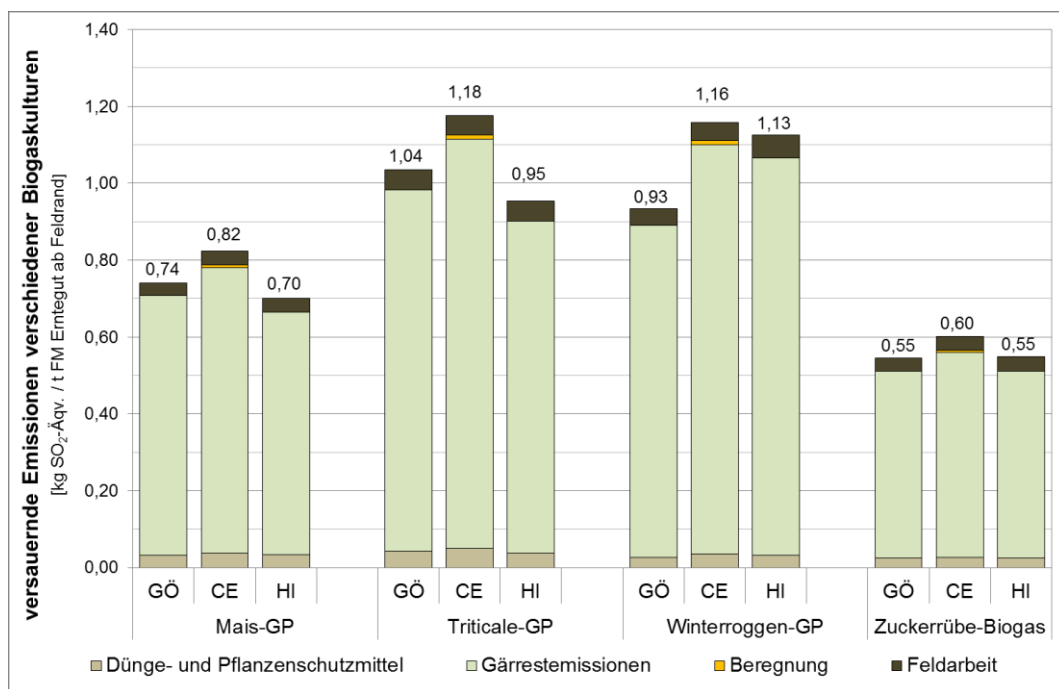


Abbildung 4-3: Versauernd wirkende Emissionen der Bereitstellung verschiedener Biogaskulturen bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand, Basisszenario

Die grafischen Darstellungen sind analog zu denen der Klimagasbilanz und des kumulierten Primärenergieaufwandes aufgebaut und zeigen ein ähnliches Ergebnis: Die Bilanzierungen liefern auch hier eine Bandbreite in den Ergebnissen und führen im LK Celle zu den höchsten versauernd wirkenden Emissionen. Die Ergebnisse variieren bei der Bereitstellung von Mais zwischen 0,70 kg SO₂-Äqv. / t FM im LK Hildesheim und

0,82 kg SO₂-Äqv. / t FM im LK Celle. Anders als bei den Bewertungskategorien THG-Emissionen und Primärenergieaufwand hat bei den versauernd wirkenden Emissionen der LK Hildesheim das beste Bilanzergebnis für die Bereitstellung von Mais-GP. Der absolute Ergebnisunterschied zwischen dem LK Hildesheim und dem LK Celle beträgt 0,12 kg CO₂-Äqv. / t FM. Die Bereitstellung von Triticale-GP und Roggen-GP führt zu einer deutlich höheren Abweichung in den Ergebnissen. Der absolute Ergebnisunterschied beträgt jeweils 0,23 kg SO₂-Äqv. / t FM (vgl. Tabelle 4-3).

Tabelle 4-3: Versauernd wirkende Emissionen der Bereitstellung verschiedener Biogaskulturen (Basisszenario) für die LKs Göttingen und Hildesheim sowie Unterschiede in den THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim

	Parameter	LK GÖ	LK HI	Δ LK CE : GÖ	Δ LK CE : HI
		versauernde Emissionen [kg SO ₂ -Äqv. / t FM]			
<i>Mais-GP</i>	Düngemittel	0,03	0,03	0,01	0,01
	Gärrestemissionen	0,68	0,63	0,06	0,11
	Beregnung	0,00	0,00	0,01	0,01
	Feldarbeit	0,03	0,04	0,00	-0,01
	Gesamt	0,74	0,70	0,08	0,12
<i>Triticale-GP</i>	Düngemittel	0,04	0,04	0,01	0,01
	Gärrestemissionen	0,95	0,86	0,12	0,21
	Beregnung	0,00	0,00	0,01	0,01
	Feldarbeit	0,05	0,05	0,00	0,00
	Gesamt	1,04	0,95	0,14	0,23
<i>Roggen-GP</i>	Düngemittel	0,03	0,03	0,01	0,01
	Gärrestemissionen	0,86	1,04	0,20	0,02
	Beregnung	0,00	0,00	0,01	0,01
	Feldarbeit	0,04	0,06	0,01	-0,01
	Gesamt	0,93	1,13	0,23	0,03
<i>Zuckerrüben</i>	Düngemittel	0,02	0,02	0,01	0,01
	Gärrestemissionen	0,49	0,49	0,04	0,04
	Beregnung	0,00	0,00	0,01	0,01
	Feldarbeit	0,04	0,04	-0,01	-0,01
	Gesamt	0,55	0,55	0,05	0,05

Auffällig ist der aus Tabelle 4-3 und Abbildung 4-3 hervorgehende hohe Anteil der Gärrestemissionen an der Gesamtbilanz. Dieser liegt je nach Kultur und Landkreis zwischen 85 und 91 % der versauernd wirkenden Emissionen. Die Menge der verwendeten Gärreste ist allerdings als allgemeingültiger Parameter für die Untersuchungsgebiete gleich groß. Folglich ist der Ergebnisunterschied der versauernd wirkenden Emissionen maßgeblich auf die regionalspezifischen Biomasseerträge sowie Parameter mit einem geringen Anteil an den Gesamtemissionen zurückzuführen. Dazu zählen die Bereitstellung der Düngemittel, die Feldarbeit und die im LK Celle erforderliche Feldberegnung. Diese Parameter spielen bei der Betrachtung der versauernd wirkenden Emissionen allerdings eine untergeordnete Rolle. Der Anteil der Mineraldünger und der Feldarbeit liegt zwischen jeweils 3 % und 5 %. Die Feldberegnung hat je nach Kultur

sogar nur einen Anteil von 0,9 % bis 1 % an den versauernd wirkenden Emissionen im LK Celle (vgl. Tabelle 4-3).

Eutrophierend wirkende Emissionen

Die Ergebnisse der eutrophierend wirkenden Emissionen sind in Abbildung 4-4 bezogen auf eine Tonne frisches Erntegut (t FM) dargestellt und zeigen ebenfalls Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten. Auch werden hier durch die Bereitstellung und Ernte aller ausgewählten Energiepflanzen im LK Celle im Vergleich zu den LKs Göttingen und Hildesheim die meisten Emissionen erzeugt. So führt der Anbau von Mais-GP im LK Hildesheim zu 0,15 kg PO_3^{4-} -Äqv. / t FM und im LK Celle zu 0,18 kg PO_3^{4-} -Äqv. / t FM eutrophierend wirkenden Emissionen. Damit unterscheiden sich die Ergebnisse dieser beiden Landkreise um 0,03 kg PO_3^{4-} -Äqv. / t FM. Wie bei der Wirkungskategorie der versauernd wirkenden Emissionen zeigen die Bilanzergebnisse der Bereitstellung von Triticale-GP und Roggen-GP mit jeweils 0,05 kg PO_3^{4-} -Äqv. / t FM einen deutlich größeren Unterschied in den Ergebnissen der eutrophierend wirkenden Emissionen auf.

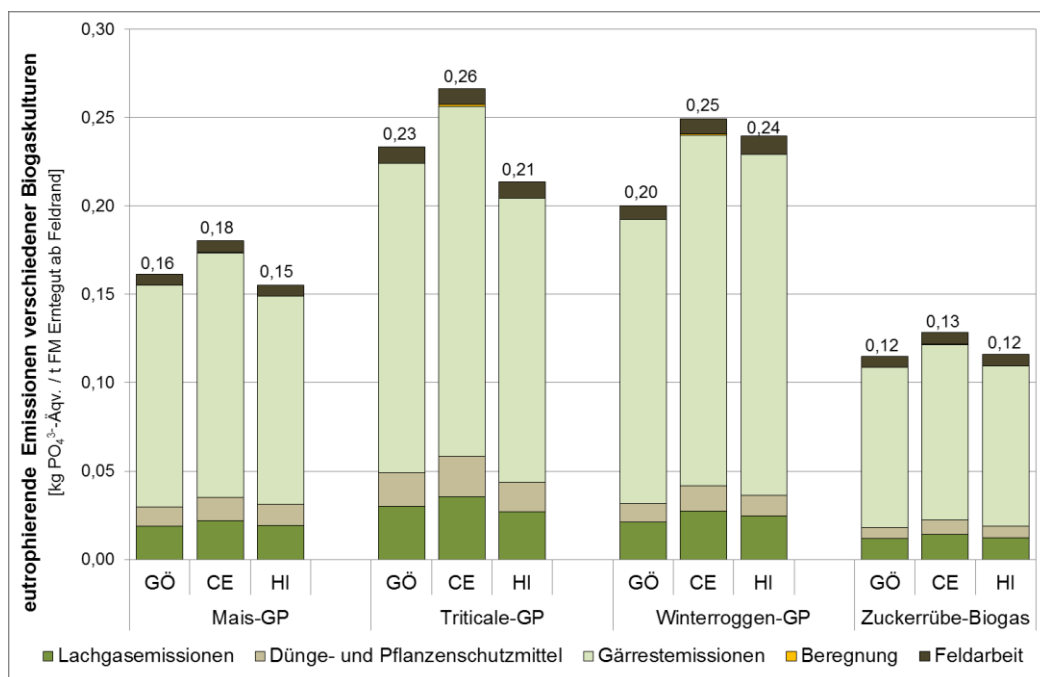


Abbildung 4-4: Eutrophierend wirkende Emissionen der Bereitstellung verschiedener Biogaskulturen bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand, Basisszenario

Weiterhin kann aus Tabelle 4-4 abgeleitet werden, dass die Gärrestemissionen je nach Kultur mit 67 % - 80 % den größten Anteil an den eutrophierend wirkenden Emissionen sowie den größten Anteil am Unterschied zwischen den Ergebnissen der Untersuchungsszenarien haben. Wie bereits beschrieben liegen hier für alle Untersuchungsgebiete die gleichen Gärrestmengen zu Grunde, sodass diese sich nur durch die verschiedenen Biomasseerträge unterschiedlich auf die Bilanzergebnisse auswirken. Die zweitgrößte Fraktion an den eutrophierend wirkenden Emissionen bilden die Lach-

gasemissionen mit einem Anteil von 9 % - 14 %, gefolgt von den erforderlichen Dünge- und Pflanzenschutzmitteln mit einem Anteil von 5 % - 10 %. Die Parameter Feldarbeit und Feldberegnung spielen nur eine untergeordnete Rolle.

Somit lassen sich bei den eutrophierend wirkenden Emissionen der regionalspezifische Biomassertrag und der unterschiedliche Stickstoffbedarf als wesentliche Faktoren für die Ergebnisbandbreiten identifizieren.

Tabelle 4-4: Eutrophierend wirkende Emissionen der Bereitstellung verschiedener Biogaskulturen (Basisszenario) für die LKs Göttingen und Hildesheim sowie Unterschiede in den THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim

	Parameter	LK GÖ	LK HI	Δ LK CE : GÖ	Δ LK CE : HI
		eutrophierende Emissionen [kg PO ₄ ³⁻ -Äqv. / t FM]			
<i>Mais-GP</i>	Düngemittel	0,019	0,019	0,003	0,003
	Lachgasemissionen	0,011	0,012	0,002	0,001
	Gärrestemissionen	0,126	0,117	0,012	0,021
	Beregnung	0,000	0,000	0,001	0,001
	Feldarbeit	0,006	0,006	0,000	0,000
	Gesamt	0,162	0,154	0,018	0,026
<i>Triticale-GP</i>	Düngemittel	0,030	0,027	0,005	0,008
	Lachgasemissionen	0,019	0,017	0,004	0,006
	Gärrestemissionen	0,175	0,161	0,023	0,037
	Beregnung	0,000	0,000	0,001	0,001
	Feldarbeit	0,009	0,009	0,000	0,000
	Gesamt	0,233	0,214	0,033	0,052
<i>Roggen-GP</i>	Düngemittel	0,021	0,025	0,006	0,002
	Lachgasemissionen	0,010	0,012	0,004	0,002
	Gärrestemissionen	0,161	0,193	0,037	0,005
	Beregnung	0,000	0,000	0,001	0,001
	Feldarbeit	0,008	0,010	0,000	-0,002
	Gesamt	0,200	0,240	0,048	0,008
<i>Zuckerrüben</i>	Düngemittel	0,012	0,012	0,002	0,002
	Lachgasemissionen	0,006	0,007	0,002	0,001
	Gärrestemissionen	0,090	0,090	0,009	0,009
	Beregnung	0,000	0,000	0,000	0,000
	Feldarbeit	0,006	0,007	0,000	-0,001
	Gesamt	0,114	0,116	0,013	0,011

4.2 Sensitivitätsszenarien

In den Sensitivitätsszenarien werden die im Basisszenario identifizierten ergebnisbeeinflussenden Parameter wie Düngemittel, Feldberegnung und Ertrag näher betrachtet. Die Definition der Sensitivitätsszenarien und die dazugehörigen Parameter sind in Kapitel 3.2.1 beschrieben und in Tabelle 3-6 zusammengefasst. Die Ergebnisse der Sensitivitätsszenarien Düngemiteleinsatz und Feldberegnung werden nachfolgend exemplarisch an der Bereitstellung von Mais-GP beschrieben und diskutiert. Für das Szenario Ertragsveränderungen durch Klimawandel wird die Bereitstellung von Triticale-GP her-

angezogen, da hier die Ertragsveränderung im Vergleich zu Mais-GP im Szenario 2100 leicht höher ausfällt und damit ein höherer Ergebnisunterschied zwischen den Szenarien zu erwarten ist. Außerdem wird bei der Ergebnisauswertung der Schwerpunkt auf den Einfluss der Veränderung der jeweiligen Parameter auf die Bilanzergebnisse im Allgemeinen und die regionalen Unterschiede im Speziellen gesetzt.

4.2.1 Sensitivitätsszenario: Düngemittleinsatz

Das Sensitivitätsszenario Düngemittleinsatz betrachtet die maximale Düngung der Energiepflanzen mit Gärresten sowie die 100 %ige Nährstoffversorgung mittels Mineraldünger. Die Ergebnisse der beiden genannten Szenarien werden nachfolgend am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP für die Bewertungskategorien Treibhausgasemissionen, Primärenergieaufwand, versauernd wirkende Emissionen und eutrophierend wirkende Emissionen den Ergebnissen des Basisszenarios gegenübergestellt. Die grafische Ergebnisauswertung dieses Sensitivitätsszenarios ist für die Bereitstellung der anderen Biogaskulturen in Anhang III dargestellt.

Treibhausgasemissionen

Die Klimagasbilanzen der Szenarien „maximale Gärrestdüngung“ und „100 % Mineraldünger“ sind zusammen mit der Klimagasbilanz des Basisszenarios in Abbildung 4-5 am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP dargestellt. Der Vergleich zeigt, dass das Szenario „maximale Gärrestdüngung“ für alle drei Untersuchungsgebiete deutliche Vorteile gegenüber dem Basisszenario hat, wohingegen im Szenario „100 %iger Mineraldüngereinsatz“ wesentlich mehr THG-Emissionen erzeugt werden.

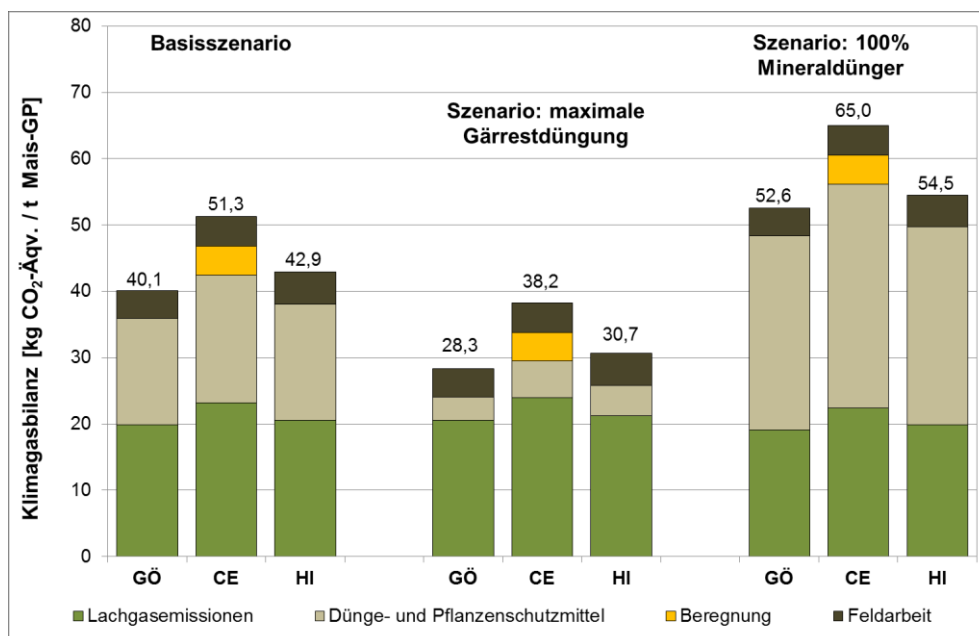


Abbildung 4-5 : Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Düngemittleinsatz am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

Die Aufteilung in die einzelnen Entstehungskategorien in Abbildung 4-5 verdeutlicht, dass trotz des maximalen Einsatzes von Gärresten der zusätzliche Einsatz von Mine-

raldünger erforderlich ist. Dies ist darauf zurückzuführen, dass der verwendete Gärrest ein NPK-Dünger mit unterschiedlichen Gehalten an Stickstoff (N), Phosphat (P) und Kalium (K) (vgl. Tabelle 3-10) ist, sodass der spezifische Nährstoffbedarf einer jeweiligen Kultur nicht gezielt gedeckt wird. Darüber hinaus wird bei der Ausbringung von organischen Düngemitteln wie Gärresten von einem Stickstoffverlust von 30 % ausgegangen (vgl. Kapitel 3.3.2), der bei organischer Düngung zu einem höheren N-Bedarf führt. Folglich würde eine 100 %ige Gärrestdüngung entweder zu einer Überdüngung an P- und / oder K-Dünger führen oder zu einer Unterversorgung an Stickstoff. Außerdem zeigen sowohl Abbildung 4-5 als auch Tabelle 4-5, dass die Lachgasemissionen im Szenario „maximale Gärrestdüngung“ in allen Untersuchungsgebieten über denen des Basisszenarios liegen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Lachgasemissionen wie in Kapitel 3.3.2 beschrieben in Abhängigkeit von dem applizierten Stickstoff bilanziert werden und der dabei zu Grunde gelegte Emissionsfaktor für die Berechnung der indirekten Lachgasemissionen nach IPCC (2006) für organische Düngemittel höher ist als bei mineralischen Düngern. Dies führt konsequenter Weise im Szenario „100% Mineraldünger“ auch zu geringeren Lachgasemissionen als im Basisszenario.

Auch in den Düngeszenarien sind regionale Ergebnisunterschiede nachzuweisen, die sich im Vergleich zum Basisszenario in ihrer Höhe verändern (vgl. Tabelle 4-5).

Tabelle 4-5: THG-Emissionen der Bereitstellung von Mais-GP in den LKs Göttingen und Hildesheim sowie Differenz der THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim für das Sensitivitätsszenario Düngemittleinsatz

	Parameter	LK GÖ	LK HI	Δ LK CE : GÖ	Δ LK CE : HI
		THG-Emissionen [kg CO ₂ -Äqv. / t FM]			
<i>Basisszenario</i>	Lachgas-emissionen	19,8	20,6	3,4	2,6
	Düngemittel	16,0	17,5	3,3	1,8
	Beregnung	0,0	0,0	4,3	4,3
	Feldarbeit	4,3	4,8	0,2	-0,3
	Gesamt	40,1	42,9	11,2	8,4
<i>Szenario: max. Gärrestnutzung</i>	Lachgas-emissionen	20,5	21,3	3,4	2,6
	Düngemittel	3,5	4,6	2,0	0,9
	Beregnung	0,0	0,0	4,3	4,3
	Feldarbeit	4,3	4,8	0,2	-0,3
	Gesamt	28,3	30,7	9,9	7,5
<i>Szenario: 100% Mineraldünger</i>	Lachgas-emissionen	19,1	19,9	3,3	2,5
	Düngemittel	29,2	29,8	4,6	4,0
	Beregnung	0,0	0,0	4,3	4,3
	Feldarbeit	4,3	4,8	0,2	-0,3
	Gesamt	52,6	54,5	12,4	10,5

Dem Szenario „maximale Gärrestnutzung“ liegt für den Anbau von Mais-GP in den LKs Göttingen und Celle mit 39 m³ Gärrest / ha die gleiche Menge an organischem Dünger zu Grunde. Dennoch ist im Vergleich zum Basisszenario eine Abnahme des absoluten

Ergebnisunterschieds zu beobachten. Im Basisszenario liegt die Differenz zwischen dem Ergebnis für den LK Celle und dem Ergebnis für den LK Göttingen bei 11,2 kg CO₂-Äqv. / t FM und reduziert sich mit dem Szenario „maximale Gärrestnutzung“ auf 9,9 kg CO₂-Äqv. / t FM. Im Szenario „100% Mineraldünger“ erhöht sich der absolute Unterschied zwischen den Bilanzergebnissen des LK Göttingen und des LK Celle auf 12,4 kg CO₂-Äqv. / t FM. Die Erhöhung bzw. Verringerung des Unterschiedes ist insbesondere auf den unterschiedlichen Nährstoffbedarf zurückzuführen, der im LK Celle über dem des LK Göttingen liegt. So reduzieren sich bei einer maximalen Gärrestnutzung die noch erforderliche Menge an Mineraldüngern und die mit der Bereitstellung der Düngemittel in Verbindung stehenden Emissionen.

Weiterhin kann aus Tabelle 4-5 abgeleitet werden, dass der absolute Unterschied der THG-Emissionen zwischen den LKs Hildesheim und Göttingen von 2,8 kg CO₂-Äqv. / t FM (Basisszenario) auf 2,4 kg CO₂-Äqv. / t FM (Szenario „maximale Gärrestnutzung“) sowie auf 1,9 kg CO₂-Äqv. / t FM (Szenario „100 % Mineraldünger“) zurückgeht. Im Szenario „maximale Gärrestnutzung“ ist die höhere Gärrestgabe von 41 / ha im LK Hildesheim im Vergleich zu 39 / ha im LK Göttingen der maßgebliche Grund für die Verringerung des Ergebnisunterschiedes. Bei einer Nährstoffversorgung mit 100 % Mineraldünger ist die Verringerung auf die höheren Hektarerträge im LK Hildesheim im Vergleich zum LK Göttingen zurückzuführen. Diese führen im Basisszenario aufgrund der gleichen Gärrestgabe von 20 m³ / ha dazu, dass der Tonne Erntegut im LK Hildesheim weniger Nährstoffe aus Gärrest zu Grunde gelegt sind. Im Szenario „100 % Mineraldünger“ liegt dieser Nachteil für den LK Hildesheim nicht vor, sodass sich die Unterschiede zwischen den Ergebnissen der THG-Emissionen reduzieren.

Primärenergieaufwand

Die Ergebnisse der Szenarien „maximale Gärrestnutzung“ und „100 % Mineraldünger“ zeigen für den kumulierten Energieaufwand ein ähnliches Bild wie die Ergebnisse der Klimagasbilanz (vgl. Abbildung 4-6 und Tabelle 4-6).

Auch hier zeigt das Szenario „maximale Gärrestnutzung“ für alle drei Untersuchungsgebiete deutliche Vorteile gegenüber dem Basisszenario, wohingegen das Szenario „100 %iger Mineraldüngereinsatz“ einen deutlich höheren Primärenergieaufwand aufweist als das Basisszenario. Weiterhin ist ein Ergebnisunterschied zwischen den Untersuchungsgebieten festzustellen, der wie bei der Klimagasbilanz zwischen den LKs Celle und Göttingen im Szenario „maximale Gärrestnutzung“ im Vergleich zum Basisszenario kleiner und im „Szenario 100 % Mineraldünger“ größer wird. So variieren die Ergebnisse des kumulierten Primärenergieaufwandes für die Bereitstellung von Mais-GP im Szenario „maximale Gärrestnutzung“ um 24 kg kWh / t FM zwischen dem LK Göttingen und dem LK Celle. Im Szenario „100 % Mineraldünger“ liegt der absolute Ergebnisunterschied bei 31,7 kWh / t FM. Der Ergebnisunterschied im Basisszenario dagegen liegt bei 27,8 kWh / t FM (vgl. Tabelle 4-6).

Die Veränderungen der Ergebnisbandbreite sind wie bei der Klimagasbilanzierung auf den unterschiedlichen Nährstoffbedarf und den damit verbundenen Aufwendungen für die Mineraldüngerbereitstellung zurückzuführen. Da die Lachgasemissionen bei der primärenergetischen Bewertung keine Rolle spielen, hat die Düngemittelproduktion einen entsprechend höheren Einfluss auf das Gesamtergebnis des Primärenergieaufwandes (vgl. Tabelle 4-6). Im Szenario „100 % Mineraldünger“ hat die Erzeugung der erforderlichen Dünge- und Pflanzenschutzmittel einen Anteil von 75 - 85 % am kumulierten Primäraufwand der Bereitstellung von Mais-GP. Die Aufwendungen für die Feldarbeit sowie die im LK Celle erforderliche Feldberegnung sind in beiden Dünge-szenarien im Vergleich zum Basisszenario konstant.

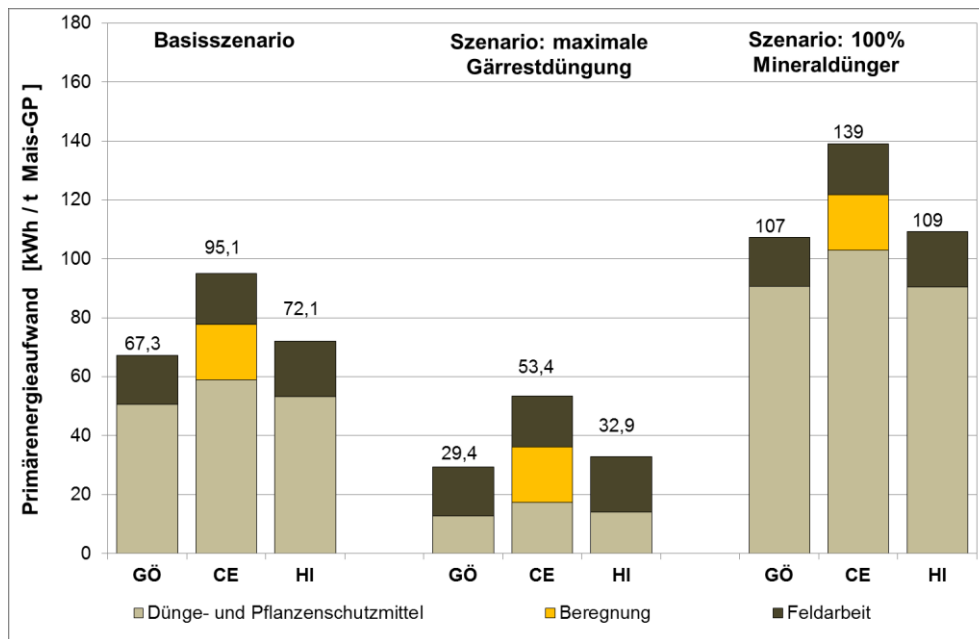


Abbildung 4-6 : Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Düngemiteleinsatz

Tabelle 4-6: Primärenergieaufwand der Bereitstellung von Mais-GP in den LKs Göttingen und Hildesheim sowie Differenz der THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim für das Sensitivitätsszenario Düngemiteleinsatz

	Parameter	LK GÖ	LK HI	Δ LK CE : GÖ	Δ LK CE : HI
		Primärenergieaufwand [kWh / t FM]			
Basisszenario	Düngemittel	50,6	53,3	8,4	5,7
	Beregnung	0,0	0,0	18,8	18,8
	Feldarbeit	16,7	18,8	0,6	-1,5
	Gesamt	67,3	72,1	27,8	23,0
Szenario: max. Gärrestnutzung	Düngemittel	12,7	14,1	4,6	3,2
	Beregnung	0,0	0,0	18,8	18,8
	Feldarbeit	16,7	18,8	0,6	-1,5
	Gesamt	29,4	32,9	24,0	20,5
Szenario: 100% Mineraldünger	Düngemittel	90,6	90,5	12,3	12,4
	Beregnung	0,0	0,0	18,8	18,8
	Feldarbeit	16,7	18,8	0,6	-1,5
	Gesamt	107,3	109,3	31,7	29,7

Versauernd und eutrophierend wirkende Emissionen

Die Ergebnisse der versauernd wirkenden Emissionen zeigen im Vergleich zu den Ergebnissen der THG-Emissionen und des kumulierten Primärenergieaufwandes ein gegensätzliches Bild. Hier weist das Szenario „maximale Gärrestdüngung“ für alle drei Untersuchungsgebiete deutliche Nachteile gegenüber dem Basisszenario auf.

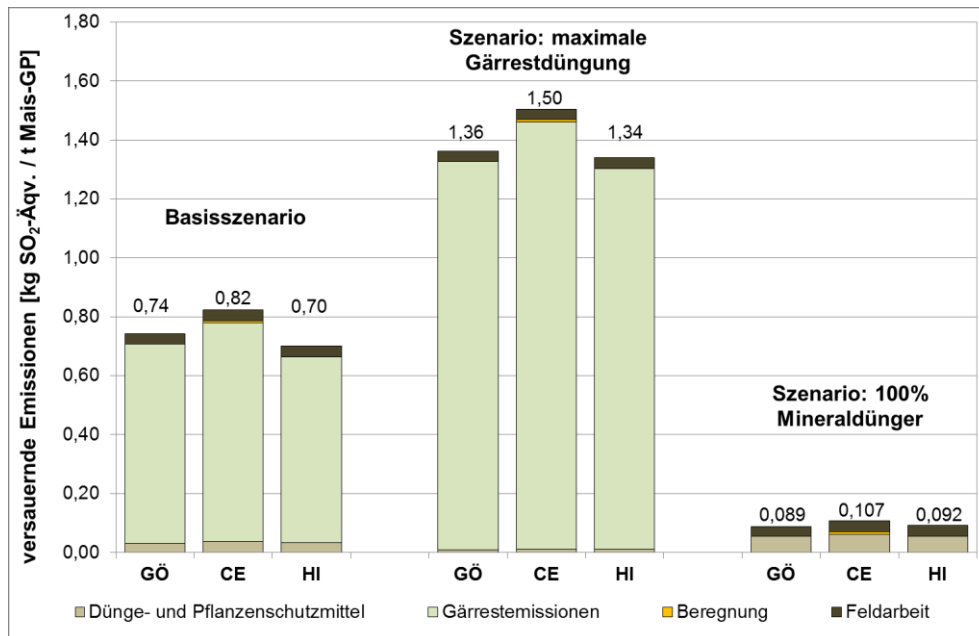


Abbildung 4-7 : Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Düngemiteleinsatz am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

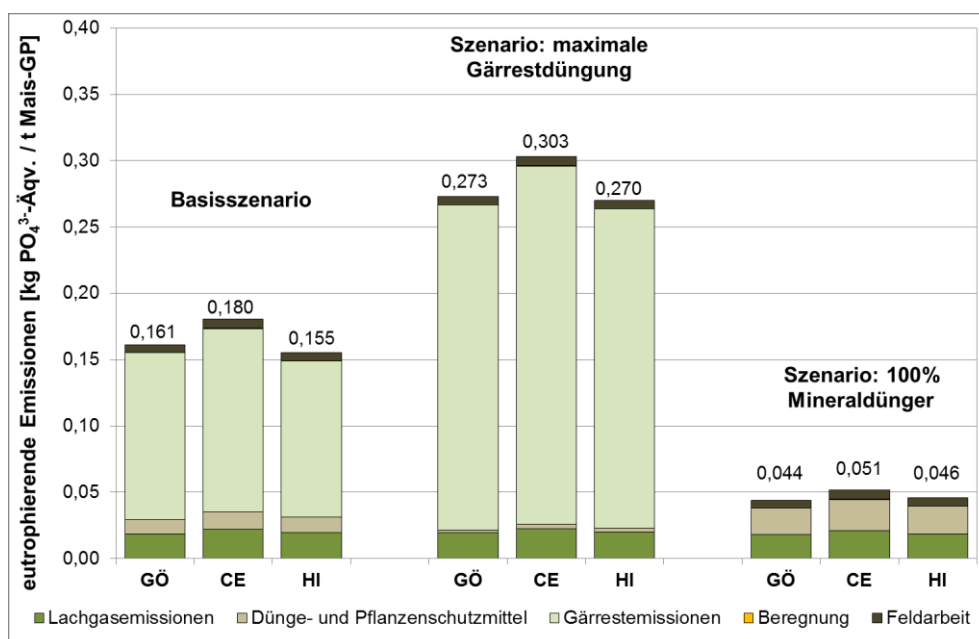


Abbildung 4-8 : Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Düngemiteleinsatz am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

Im Szenario „*maximale Gärrestnutzung*“ sind die versauernd wirkenden Emissionen für die Bereitstellung von Mais GP mit 1,362 kg SO₂-Äqv. / t FM im LK Göttingen und mit 1,505 kg SO₂-Äqv. / t FM im LK Celle fast doppelt so hoch wie im Basisszenario (vgl. Tabelle 4-7). Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Menge der ausgebrachten Gärreste mit 39 m³ / ha nahezu doppelt so hoch ist wie im Basisszenario.

Tabelle 4-7: Versauernd wirkende Emissionen der Bereitstellung von Mais-GP in den LKs Göttingen und Hildesheim sowie Differenz der THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim für das Sensitivitätsszenario Düngemiteleinatz

	Parameter	LK GÖ	LK HI	Δ LK CE : GÖ	Δ LK CE : HI
		versauernde Emissionen [kg SO ₂ -Äqv. / t FM]			
<i>Basisszenario</i>	Düngemittel	0,031	0,034	0,005	0,003
	Gärrest-emissionen	0,676	0,631	0,067	0,112
	Beregnung	0,000	0,000	0,007	0,007
	Feldarbeit	0,034	0,036	0,003	0,000
	Gesamt	0,741	0,701	0,082	0,123
<i>Szenario: max. Gärrestnutzung</i>	Düngemittel	0,009	0,010	0,003	0,002
	Gärrest-emissionen	1,318	1,294	0,130	0,155
	Beregnung	0,000	0,000	0,007	0,007
	Feldarbeit	0,034	0,036	0,003	0,000
	Gesamt	1,362	1,340	0,143	0,165
<i>Szenario: 100% Mineraldünger</i>	Düngemittel	0,055	0,056	0,008	0,008
	Gärrest-emissionen	0,000	0,000	0,000	0,000
	Beregnung	0,000	0,000	0,007	0,007
	Feldarbeit	0,034	0,036	0,003	0,000
	Gesamt	0,089	0,092	0,018	0,015

Darüber hinaus spielen die Prozessgrößen Bereitstellung der Mineraldünger, Feldarbeit und Beregnung in der Wirkungskategorie Versauerung eine untergeordnete Rolle. Dies wird auch durch das Szenario „*100 % Gärrestdüngung*“ verdeutlicht: Hier liegen die Ergebnisse der versauernd wirkenden Emissionen um das 8-fache unter denen des Basisszenarios. Folglich steigen im Szenario „*maximale Gärrestnutzung*“ die Unterschiede zwischen den Ergebnissen der Untersuchungsbiote, während sie sich im Szenario „*100 % Mineraldünger*“ reduzieren.

Die Ergebnisse der eutrophierenden Emissionen verhalten sich analog zu denen der versauernden, mit Ausnahme der Lachgasemissionen (vgl. Tabelle 4-8 und Abbildung 4-8). Diese haben aber nur einen sehr geringen Anteil an den eutrophierend wirkenden Gesamtemissionen und verändern die dargelegte Ergebnisinterpretation nicht.

Tabelle 4-8: Eutrophierend wirkende Emissionen der Bereitstellung von Mais-GP in den LKs Göttingen und Hildesheim sowie Differenz der THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim für das Sensitivitätsszenario Düngemiteleinsatz

	Parameter	LK GÖ	LK HI	Δ LK CE : GÖ	Δ LK CE : HI
		<i>eutrophierende Emissionen [kg PO_4^{3-}-Äqv. / t</i>			
<i>Basisszenario</i>	Düngemittel	0,019	0,019	0,003	0,003
	Lachgas-emissionen	0,011	0,012	0,002	0,001
	Gärrest-emissionen	0,125	0,118	0,012	0,021
	Beregnung	0,000	0,000	0,001	0,001
	Feldarbeit	0,006	0,006	0,001	0,000
	Gesamt	0,161	0,155	0,019	0,025
<i>Szenario: max. Gärrestnutzung</i>	Düngemittel	0,019	0,020	0,003	0,002
	Lachgas-emissionen	0,002	0,003	0,001	0,001
	Gärrest-emissionen	0,246	0,241	0,024	0,029
	Beregnung	0,000	0,000	0,001	0,001
	Feldarbeit	0,006	0,006	0,001	0,000
	Gesamt	0,273	0,270	0,030	0,033
<i>Szenario: 100% Mineraldünger</i>	Düngemittel	0,018	0,019	0,002	0,002
	Lachgas-emissionen	0,020	0,021	0,003	0,003
	Gärrest-emissionen	0,000	0,000	0,000	0,000
	Beregnung	0,000	0,000	0,001	0,001
	Feldarbeit	0,006	0,006	0,001	0,000
	Gesamt	0,044	0,046	0,007	0,006

4.2.2 Sensitivitätsszenario: Feldberegnung

Das Szenario Feldberegnung befasst sich mit dem Einfluss der Bewässerung auf die Bilanzergebnisse des Energiepflanzenanbaus im LK Celle. Zu diesem Zweck werden die Beregnungsszenarien Strom- bzw. Dieselpumpe für jeweils mittlere und maximale Bewässerungsintensität im LK Celle sowohl den Basisszenarien der LKs Hildesheim und Göttingen als auch dem LK Celle ohne Feldberegnung gegenübergestellt. Die Ergebnisse sind am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP für die Bewertungskategorien Treibhausgasemissionen, Primärenergieaufwand sowie für die versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen dargestellt. Die Ergebnisdarstellung der anderen Biogaskulturen ist in Anhang IV zu finden.

Treibhausgasemissionen

Abbildung 4-9 zeigt die Klimagasbilanz der Sensitivitätsszenarien Feldberegnung für die Bereitstellung von Mais-GP. Hier wird deutlich, dass es im LK Celle für die Bereitstellung von Mais-GP ohne Feldberegnung zu einer höheren Freisetzung an Klimagasen kommt als mit Feldberegnung. Je nach Energiepflanze und Beregnungsintensität

kann durch Bewässerung eine Ertragssteigerung von bis zu 46 % (vgl. Tabelle 3-12) erreicht werden. Der höhere Energiepflanzenenertrag führt wiederum zu einer Reduktion der Aufwendungen für Dünge- und Pflanzenschutzmittel, Feldarbeit und Bereitstellung der Gärreste sowie zu einer Reduktion der Lachgasemissionen je Tonne Erntegut. Dies zeigt auch der Vergleich der Basisszenarien für die LKs Hildesheim und Göttingen mit dem Szenario ohne Feldberegnung im LK Celle. Aus Tabelle 4-9 kann abgeleitet werden, dass die Abweichung zwischen den Ergebnissen im LK Hildesheim und im LK Celle bei 14,2 kg CO₂-Äqv. / t FM bzw. 26 % liegt. Im Basisszenario, wo dem LK Celle eine mittlere Feldberegnung mit Strompumpe unterstellt ist, beträgt dieser Ergebnisunterschied 11,2 kg CO₂-Äqv. / t FM bzw. 22 %.

Tabelle 4-9: Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

	Basisszenario [kg CO ₂ -Äqv. / t FM]			Beregnungsszenarien im LK Celle [kg CO ₂ -Äqv. / t FM]				
				ohne	Strompumpe		Dieselpumpe	
	LK GÖ	LK HI	LK CE		mittel	max	mittel	max
Lachgasemissionen	19,8	20,6	23,2	26,9	23,2	21,7	23,2	21,7
Düngemittel	16,0	17,5	19,3	22,3	19,3	18,1	19,3	18,1
Beregnung	0,0	0,0	4,3	0,0	4,3	7,9	5,0	9,3
Feldarbeit	4,3	4,8	4,5	5,1	4,5	4,2	4,5	4,2
Gesamt	40,1	42,9	51,3	54,3	51,3	51,9	52,0	53,3

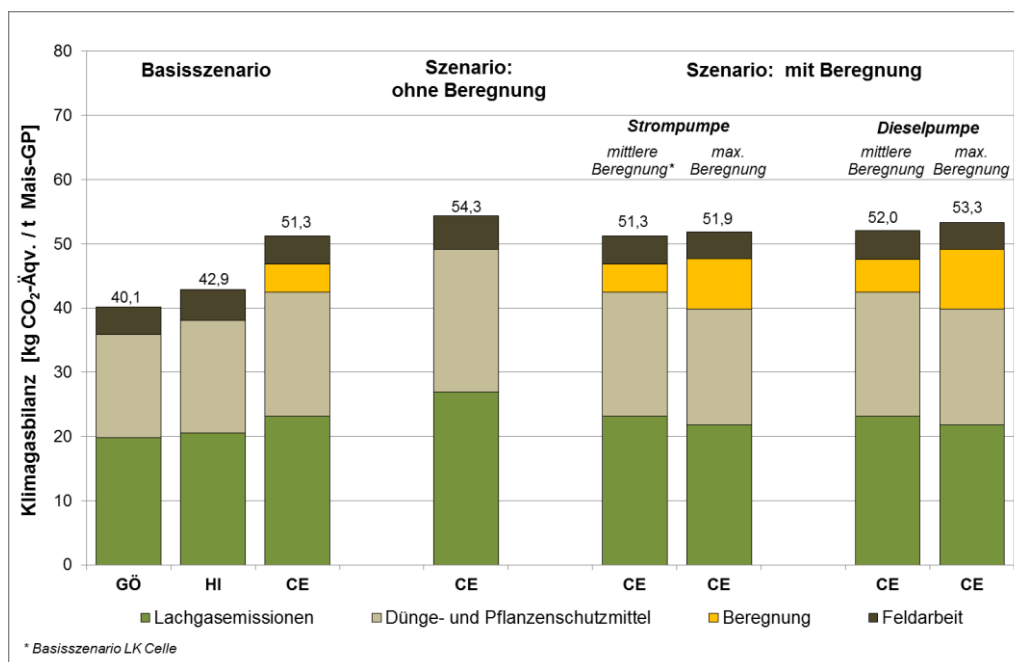


Abbildung 4-9 : Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

Im Vergleich der beiden Feldberegnungsarten (Strompumpe vs. Dieselpumpe) führt die Bereitstellung von Mais-GP bei der Beregnung mit einer dieselbetriebenen Pumpe zu

knapp 2 % höheren THG-Emissionen als bei Verwendung der strombetriebenen Pumpe. Folglich hat die Art der Feldberegnung nur einen sehr geringen Einfluss auf das Ergebnis der Klimagasbilanz.

Die Intensität der Beregnung wirkt sich ebenfalls unterschiedlich auf das Bilanzergebnis aus. Auch wenn sowohl bei mittleren als auch bei maximalen Bewässerungsmengen Vorteile gegenüber einer Bewirtschaftung ohne Feldberegnung identifiziert werden konnten, zeigt der Vergleich der Beregnungsintensitäten untereinander Nachteile für das Szenario der maximalen Bewässerung. Trotz der weiteren Ertragssteigerung im Vergleich zur mittleren Beregnung sind bei maximaler Bewässerung die damit in Verbindung stehenden Emissionen höher als die Reduktion derer, die mit dem Anbau und der Ernte von Mais-GP in Verbindung stehen. Aufgrund der nahezu doppelten Beregnungsmenge sind auch die Aufwendungen für die Bewässerung fast zweimal so groß. Der Ertrag kann jedoch nicht proportional zum Aufwand gesteigert werden (vgl. Tabelle 3-12), sodass hier insgesamt mehr THG-Emissionen freigesetzt werden als bei einer mittleren Feldberegnungsmenge.

Primärenergieaufwand

Im Gegensatz zu den Ergebnissen der Klimagasbilanz zeigt die primärenergetische Bewertung für den Anbau von Mais-GP in allen Szenarien mit Feldberegnung einen höheren Primärenergieaufwand als ohne (siehe Tabelle 4-10 und Abbildung 4-10).

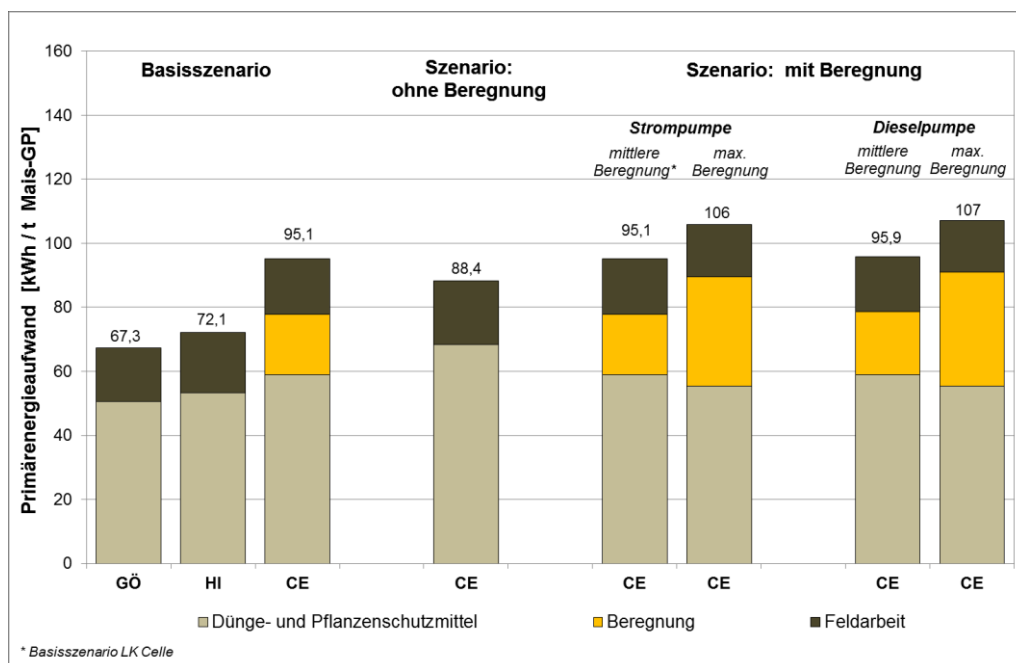


Abbildung 4-10 : Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

Folglich erhöht sich durch den primärenergetischen Aufwand der Bewässerung auch die Ergebnisbandbreite zwischen den LKs Hildesheim und Göttingen und dem LK Celle. Grund dafür ist, dass die mit der Bewässerung verbundenen Aufwendungen mit 18,8 - 35,6 kWh / t FM bzw. 20 - 33 % einen deutlich höheren Anteil am Gesamtergeb-

nis haben. Weiterhin ist der Aufwand der Feldberechnung höher als die mit der Ertragssteigerung verbundene Reduktion der Aufwendungen für den Maisanbau. Diese Reduktion liegt je nach Berechnungsintensität und -verfahren bei 16,8 - 12,1 kWh / t FM (vgl. Tabelle 4-10).

Tabelle 4-10: Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Feldberechnung am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

Primärenergieaufwand [kWh / t FM]	Basisszenario			Berechnungsszenarien im LK Celle				
				ohne	Strompumpe		Dieselpumpe	
	LK GÖ	LK HI	LK CE		mittel	max	mittel	max
Düngemittel	50,6	53,3	59,0	68,3	59,0	55,4	59,0	55,4
Berechnung	0,0	0,0	18,8	0,0	18,8	34,2	19,6	35,6
Feldarbeit	16,7	18,8	17,3	20,1	17,3	16,2	17,3	16,2
Gesamt	67,3	72,1	95,1	88,4	95,1	105,8	95,9	107,2

Der Vergleich der Bewässerungsarten zeigt, analog zur Klimagasbilanz, bei der dieselbetriebenen Pumpe geringfügig mehr THG-Emissionen als bei der Strompumpe. Allerdings ist bei der primärenergetischen Bewertung der Ergebnisunterschied mit knapp 1 % noch geringer als bei den THG-Emissionen, sodass der Unterschied zwischen Strom- bzw. Dieselpumpe als marginal bezeichnet werden kann.

Versauernd und eutrophierend wirkende Emissionen

Analog zu den Ergebnissen der Klimagasbilanz kann beim Anbau von Mais-GP im LK Celle durch Bewässerung eine Reduzierung der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen erreicht werden. Folglich ist der Ergebnisunterschied zwischen den Basisszenarien der LKs Hildesheim und Göttingen und dem Szenario ohne Feldberechnung höher als im Vergleich der Basisszenarien untereinander, wo dem Maisanbau im LK Celle eine mittlere Feldberechnung mit Strompumpe unterstellt ist (vgl. Tabelle 4-11 und Tabelle 4-12 sowie Abbildung 4-11 und Abbildung 4-12).

Tabelle 4-11: Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberechnung am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

versauernde Emissionen [kg SO ₂ -Äqv. / t FM]	Basisszenario			Berechnungsszenarien im LK Celle				
				ohne	Strompumpe		Dieselpumpe	
	LK GÖ	LK HI	LK CE		mittel	max	mittel	max
Lachgasemissionen	0,03	0,03	0,04	0,05	0,04	0,03	0,04	0,04
Düngemittel	0,68	0,63	0,74	0,86	0,74	0,70	0,74	0,70
Berechnung	0,00	0,000	0,01	0,00	0,01	0,02	0,08	0,13
Feldarbeit	0,03	0,04	0,03	0,0	0,03	0,03	0,03	0,03
Gesamt	0,74	0,70	0,82	0,95	0,82	0,78	0,89	0,90

Die Gegenüberstellung der Berechnungsarten zeigt für die versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen Vorteile für die Bewässerung mittels Strompumpe. Wäh-

rend die Feldberegnung mittels Stropmpumpe mit 0,9 - 1,7 % bzw. 0,4 - 0,7 % einen sehr geringen Anteil an den versauernd bzw. eutrophierend wirkenden Emissionen hat, wirkt sich die Bewässerung mittels Dieselpumpe mit einem Anteil von 8,3 - 14,9 % bzw. 6,9 - 12,6 % wesentlich mehr auf die Gesamtemissionen aus. Dies ist auf die im Vergleich zur Stromerzeugung höheren Stickstoffoxidemissionen zurückzuführen, die bei der Verbrennung des Dieselmotors entstehen. Damit erhöhen sich im Vergleich zum Basisszenario bei Bewässerung durch eine dieselpumpebetriebene Pumpe auch die Unterschiede zwischen den Ergebnissen.

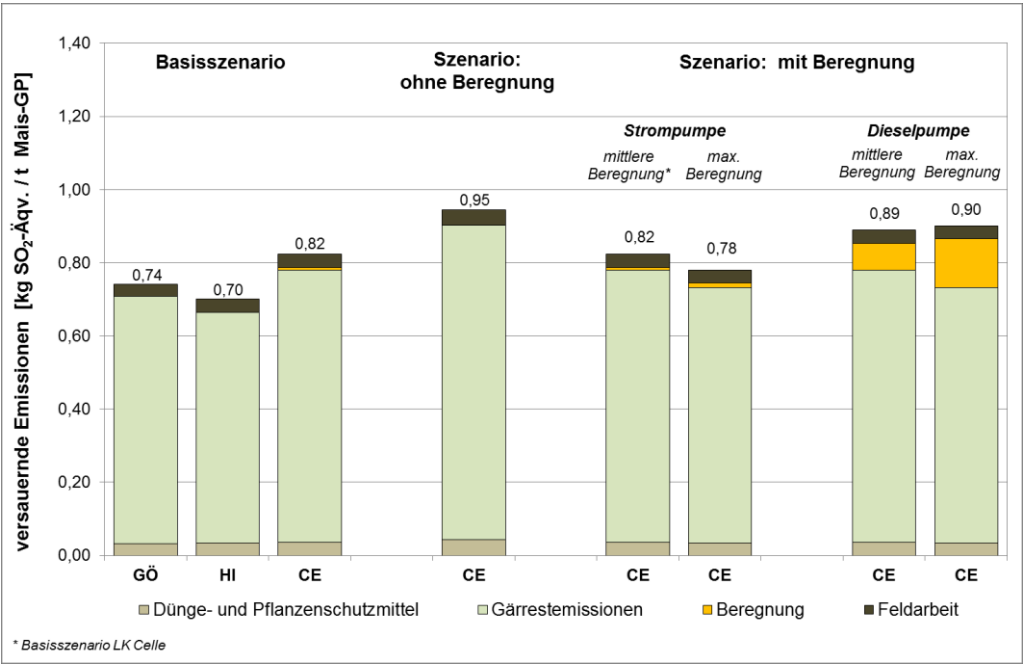


Abbildung 4-11 : Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

Tabelle 4-12: Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

eutroph. Emissionen [kg PO ₄ ³⁻ -Äqv. / t FM]	Basisszenario			Beregnungsszenarien im LK Celle				
	LK GÖ	LK HI	LK CE	ohne	Stropmpumpe		Dieselpumpe	
					mittel	max	mittel	max
Lachgasemissionen	0,019	0,019	0,022	0,025	0,022	0,021	0,022	0,021
Düngemittel	0,011	0,012	0,013	0,015	0,013	0,012	0,013	0,012
Gärrestemissionen	0,126	0,118	0,138	0,161	0,138	0,130	0,138	0,130
Beregnung	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,001	0,014	0,024
Feldarbeit	0,006	0,006	0,006	0,007	0,006	0,006	0,006	0,006
Gesamt	0,161	0,155	0,180	0,208	0,180	0,170	0,193	0,193

Die verschiedenen Beregnungsintensitäten der Feldberegnung wirken sich unterschiedlich auf die versauernden und eutrophierenden Emissionen aus. Bei der Bewässerung mittels Stropmpumpe zeigt die maximale Intensität mit 0,78 kg SO₂-Äqv. / t FM bzw. 0,17 kg PO₄³⁻-Äqv. / t FM geringere versauernde bzw. eutrophierend wirkende

Emissionen als die mittlere (siehe Tabelle 4-11 bzw. Tabelle 4-12). Folglich führt die weitere bewässerungsbedingte Ertragserhöhung mit Strompumpe auch zu einem weiteren Vorteil im Umweltprofil der Versauerung und Eutrophierung. Dadurch nimmt der Unterschied zu den Ergebnissen des Basisszenarios weiter ab. Die intensive Beregnung mit dieselbetriebener Pumpe wirkt sich gegenteilig auf die Bilanzergebnisse der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen aus. Hier werden bei maximaler Bewässerung mehr Emissionen freigesetzt als bei mittlerer, sodass der Ergebnisunterschied im Vergleich zum Basisszenario weiter ansteigt.

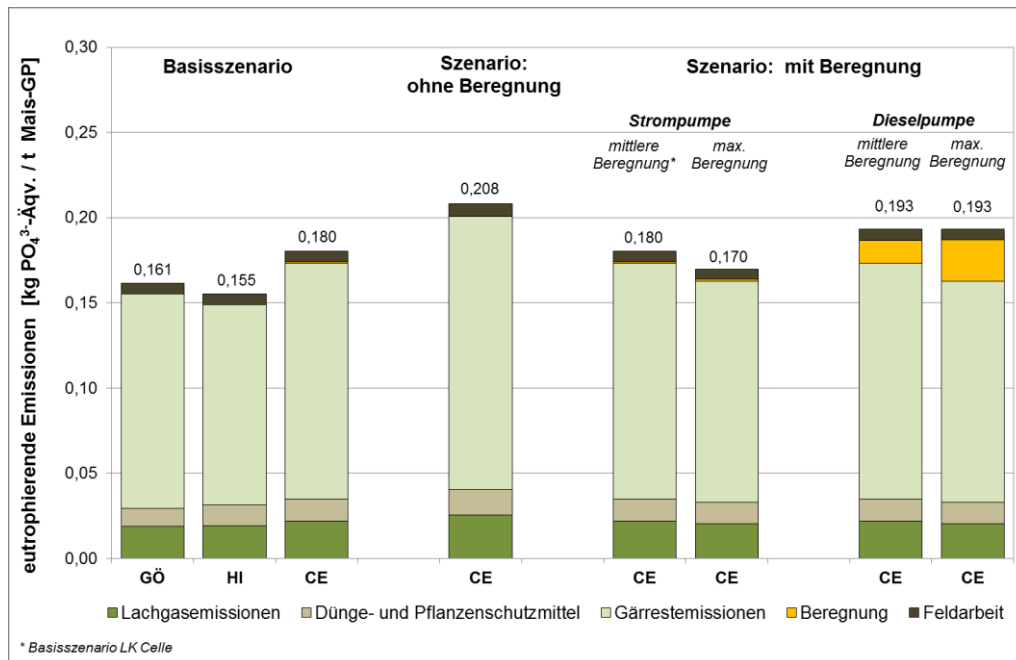


Abbildung 4-12 : Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

4.2.3 Sensitivitätsszenario: Klimawandel

Das Sensitivitätsszenario Klimawandel beschreibt den Einfluss der Ertragsveränderung aufgrund klimatischer Veränderungen auf die Bilanzergebnisse. Hierfür werden die in Kapitel 3.1.8 beschriebenen Szenarien „Klimawandel 2050“ und „Klimawandel 2100“ dem Basisszenario gegenübergestellt. Anders als bei den beiden vorhergehenden Sensitivitätsszenarien werden die Ergebnisse des Szenarios „Klimawandel“ am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP näher betrachtet, da hier insbesondere für das Szenario „Klimawandel 2100“ höhere Ertragsveränderungen vorliegen (vgl. Tabelle 4-13) und ein höherer Ergebnisunterschied zwischen den Szenarien zu erwarten ist.

Die Ergebnisdarstellung der weiteren Biogaskulturen erfolgt für die Bewertungskategorien Treibhausgasemissionen, Primärenergieaufwand sowie versauernd und eutrophierend wirkende Emissionen in Anhang V.

Tabelle 4-13: Prozentuale Ertragsveränderungen der Kulturen Mais-GP und Triticale-GP aufgrund eines prognostizierten Klimawandels, nach VON BUTTLAR, KARPENSTEIN-MACHAN UND BAUBÖK (2012)

Energiepflanze	Landkreis	Basisertrag [dt / ha]		Ertragsveränderungen [%]	
		2007		2050	2100
Mais-GP	LK Göttingen	437,5	100 %	105 %	111 %
	LK Celle	398,1	100 %	97 %	98 %
	LK Hildesheim	468,8	100 %	107 %	113 %
Triticale-GP	LK Göttingen	314,9	100 %	98 %	89 %
	LK Celle	277,9	100 %	100 %	85 %
	LK Hildesheim	342,9	100 %	97 %	89 %

Treibhausgasemissionen

Der Vergleich der Klimaszenarien mit dem Basisszenario ist für die Treibhausgasemissionen in Abbildung 4-13 dargestellt. Hier wird deutlich, dass das Szenario „Klimawandel 2050“ nur geringe Unterschiede zum Basisszenario aufzeigt: Im LK Celle bleiben der zu Grunde gelegte Biomasseertrag und damit auch die THG-Emissionen konstant. In den anderen beiden Landkreisen ist im Szenario „Klimawandel 2050“ im Vergleich zum Basisszenario ein leichter Ertragsrückgang zu beobachten (vgl. Tabelle 4-13).

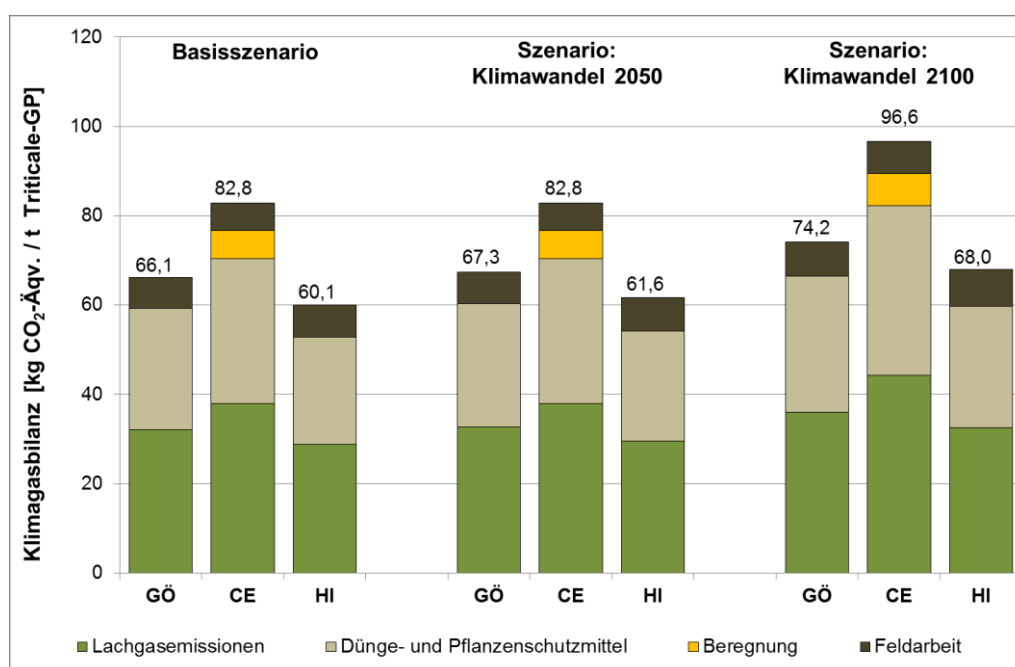


Abbildung 4-13 : Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Klimawandel am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

Dadurch steigen die Klimagasemissionen im LK Göttingen um 1,8 % von 66,1 kg CO₂-Äqv. / t FM auf 67,3 kg CO₂-Äqv. / t FM und im LK Hildesheim um 2,5 % von 60,1 kg CO₂-Äqv. / t FM auf 61,6 kg CO₂-Äqv. / t FM an. Der Anstieg der Klimagasemissionen ist darauf zurückzuführen, dass die Aufwendungen, die mit dem Anbau und der Ernte von Triticale-GP verbunden sind, im Vergleich zum Basisszenario gleich

bleiben, sich aber auf einen geringeren Ertrag beziehen. Damit steigen die Aufwendungen pro Tonne geerntete Frischmasse. Der konstante Ertrag im LK Celle und der leichte Ertragsrückgang in den LKs Hildesheim und Göttingen führen zu einer Verringerung des in Kapitel 4.1 erörterten Ergebnisunterschiedes zwischen den Landkreisen um 7 %.

Wie aus Tabelle 4-13 hervorgeht ist im Szenario „*Klimawandel 2100*“ in allen drei Untersuchungsgebieten ein Ertragsrückgang zu beobachten, der zu höheren THG-Emissionen führt. Aufgrund der höheren Ertragsminderung im LK Celle und dem damit verbundenen stärkeren Anstieg der Klimagasemissionen pro Tonne Triticale-GP vergrößert sich die Ergebnisbandbreite zwischen den LKs Celle und Hildesheim bzw. Göttingen. Zwischen dem LK Hildesheim und dem LK Celle steigt der Ergebnisunterschied im Szenario „*Klimawandel 2100*“ von 22,7 auf 28,6 kg CO₂-Äqv. / t FM und ist um etwa 26 % höher als im Basisszenario.

Primärenergieaufwand

Die Ergebnisse des Sensitivitätsszenarios Klimawandel zeigen in der Bewertungskategorie Primärenergieaufwand das gleiche Bild wie die Ergebnisse der Klimagasbilanz (siehe Abbildung 4-14).

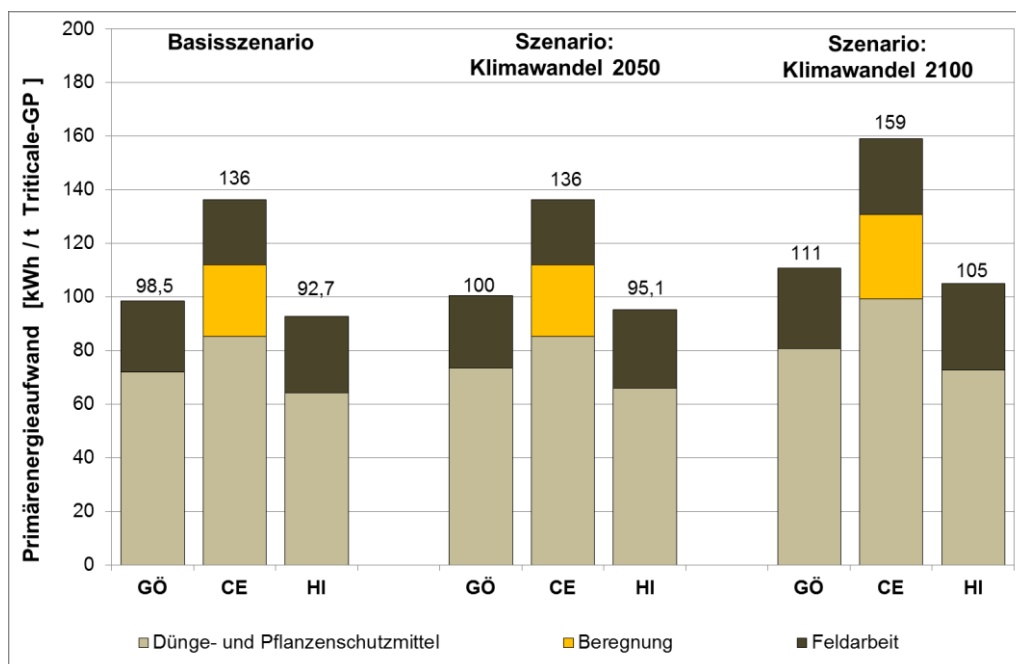


Abbildung 4-14 : Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Klimawandel am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

Auch hier unterscheiden sich das Basisszenario und das Szenario „*Klimawandel 2050*“ nur geringfügig voneinander: Analog zur Ertragsentwicklung für das Szenario „*Klimawandel 2050*“ (vgl. Tabelle 4-13) steigt der Primärenergieaufwand in den LKs Hildesheim und Göttingen leicht an und bleibt im LK Celle konstant. Dadurch ist im Vergleich zum Basisszenario eine Verringerung des Ergebnisunterschieds zwischen den Landkreisen nachzuweisen: Während der Ergebnisunterschied im Basisszenario zwischen

dem LK Celle und dem LK Hildesheim bei 43,3 kWh / t FM liegt, verringert sich dieser im Szenario „Klimawandel 2050“ um 5,5 % auf 40,9 kWh / t FM.

Der Ertragsrückgang im Szenario „Klimawandel 2100“ führt im Vergleich zum Basisszenario in allen Untersuchungsgebieten zu einem Anstieg des Primärenergieaufwands für die Bereitstellung von einer Tonne Triticale-GP. Der Vergleich der Ergebnisse für die Landkreise untereinander zeigt, dass der Anstieg des Primärenergieaufwandes im LK Celle um 23 kWh / t FM nahezu doppelt so hoch ist wie in den LKs Hildesheim und Göttingen mit 12 kWh / t FM. Dies ist darauf zurückzuführen, dass im Szenario „Klimawandel 2100“ im LK Celle nur noch 85 % des Basisertrages erreicht werden können während in den LKs Hildesheim und Göttingen noch 89 % erzielt werden (vgl. Tabelle 4-13). Somit führt der stärkere Ertragsrückgang im LK Celle im Vergleich zu den anderen beiden Untersuchungsgebieten im Szenario „Klimawandel 2100“ auch zu einer Erhöhung der Differenz zwischen den Ergebnissen der Untersuchungsgebiete auf 54 kWh / t FM.

Versauernd und eutrophierend wirkende Emissionen

Die Ergebnisse der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen (vgl. Abbildung 4-15 und Abbildung 4-16) liefern für das Sensitivitätsszenario Klimawandel die gleiche Aussage wie die Ergebnisse der Bewertungskategorien Klimagasemissionen und Primärenergieaufwand.

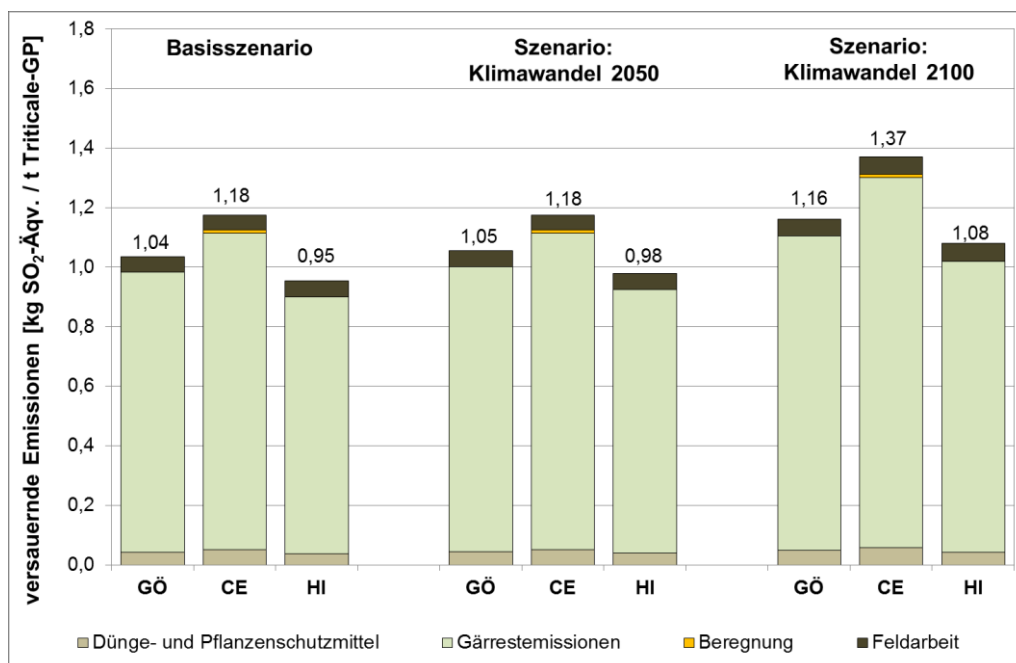


Abbildung 4-15 : Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

Das Szenario „Klimawandel 2050“ zeigt nur für die LKs Hildesheim und Göttingen einen leichten Emissionsanstieg im Vergleich zum Basisszenario. Die versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen im LK Celle bleiben konstant. Dies führt zu einer

Verringerung der Ergebnisbandbreite zwischen dem LK Celle und den LKs Hildesheim und Göttingen um 0,03 kg SO₂-Äqv. / t FM bzw. 0,005 kg PO₄³⁻-Äqv. / t FM.

Die im Szenario „Klimawandel 2100“ zu beobachtenden Ertragsrückstände führen zu einer Vergrößerung des Ergebnisunterschieds zwischen dem LK Celle und den LKs Hildesheim und Göttingen. Während die Ergebnisse der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen im LK Celle für das Basisszenario um 0,23 kg SO₂-Äqv. / t FM bzw. 0,052 kg PO₄³⁻-Äqv. / t FM über dem des LK Hildesheim liegen, liegt der Ergebnisunterschied im Szenario „Klimawandel 2100“ bei 0,39 kg SO₂-Äqv. / t FM bzw. 0,069 kg PO₄³⁻-Äqv. / t FM.

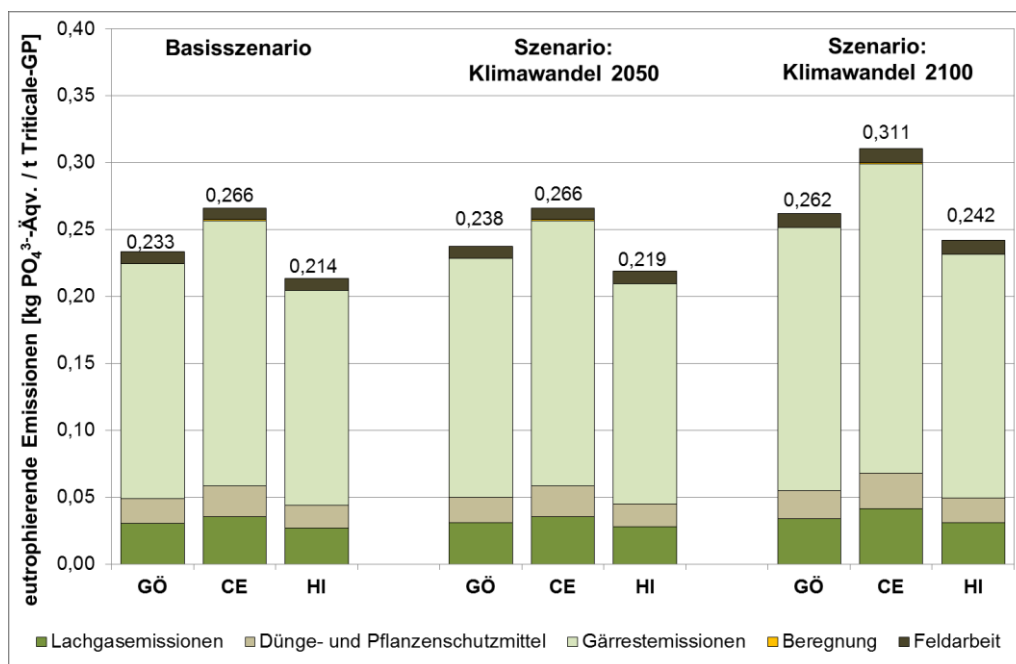


Abbildung 4-16 : Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Klimawandel am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

4.3 Diskussion und Schlussfolgerungen zu Kapitel 4

Nachfolgend werden die Ergebnisse des Basisszenarios und der verschiedenen Sensitivitätsszenarios diskutiert. In diesem Zusammenhang wird insbesondere auf den spezifischen Biomasseertrag eingegangen, der in allen betrachteten Bewertungskategorien als wesentliche regionale Einflussgröße identifiziert werden konnte. Darüber hinaus werden alle im Basisszenario identifizierten und in den Untersuchungsszenarios näher betrachteten Einflussgrößen einander gegenübergestellt. Weiterhin wird die angewandte Berechnungsgrundlage zur Ermittlung der direkten und indirekten Lachgasemissionen diskutiert.

4.3.1 Regionalspezifischer Biomasseertrag

In den Ergebnissen des Basisszenarios konnte der regionalspezifische Biomasseertrag als wesentlicher Faktor identifiziert werden, der in allen untersuchten Bewertungskategorien zu einer Streuung in den Ergebnissen führt. Diese These wird durch das Sensitivitätsszenario „Klimawandel“ untermauert, in dem klimawandelbedingte Ertragsverän-

derungen und deren Einfluss auf die Bilanzergebnisse betrachtet werden. So beschreibt das Szenario „Klimawandel 2050“ für den Anbau von Triticale-GP im LK Celle einen konstanten Ertrag und in den LKs Hildesheim und Göttingen einen leicht rückläufigen Ertrag. Diese Ertragsverschiebung führt im Vergleich zum Basisszenario zu einer Reduzierung des Ergebnisunterschiedes zwischen dem LK Celle und den LKs Hildesheim und Göttingen. Da insbesondere im LK Celle aufgrund der geringeren Biomasseerträge in allen Bilanzen schlechtere Ergebnisse erzielt werden, soll die Variierung des Biomasseertrages im LK Celle im Fokus der Sensitivitätsanalyse stehen. Durch diese Sensitivitätsanalyse soll bewertet werden, in welchem Ausmaß die identifizierten schlechteren Ergebnisse im LK Celle und die daraus resultierende Ergebnisbandbreite durch den regionalspezifischen Biomasseertrag verursacht wird. Zu diesem Zweck werden die Biomasseerträge im LK Celle variiert und den Basiserträgen der LKs Hildesheim und Göttingen gegenübergestellt.

Die Ergebnisse dieser Sensitivitätsbetrachtung sind exemplarisch für die Bereitstellung von Mais-GP für die Klimagasbilanz in Abbildung 4-17 und für die versauernd wirkenden Emissionen in Abbildung 4-18 dargestellt. Das betrachtete Ertragsspektrum für den LK Celle reicht von einem 20 %igen Ertragsrückgang bis hin zu einer 30 %igen Ertragssteigerung im Vergleich zum Basisertrag. Dabei ist zu berücksichtigen, dass dem Basisertrag im LK Celle bereits eine Ertragssteigerung durch Feldberegnung unterstellt ist (vgl. Kapitel 3.2.1). Weiterhin sind in Abbildung 4-17 bzw. Abbildung 4-18 die Basisszenarien der LKs Hildesheim und Göttingen dargestellt.

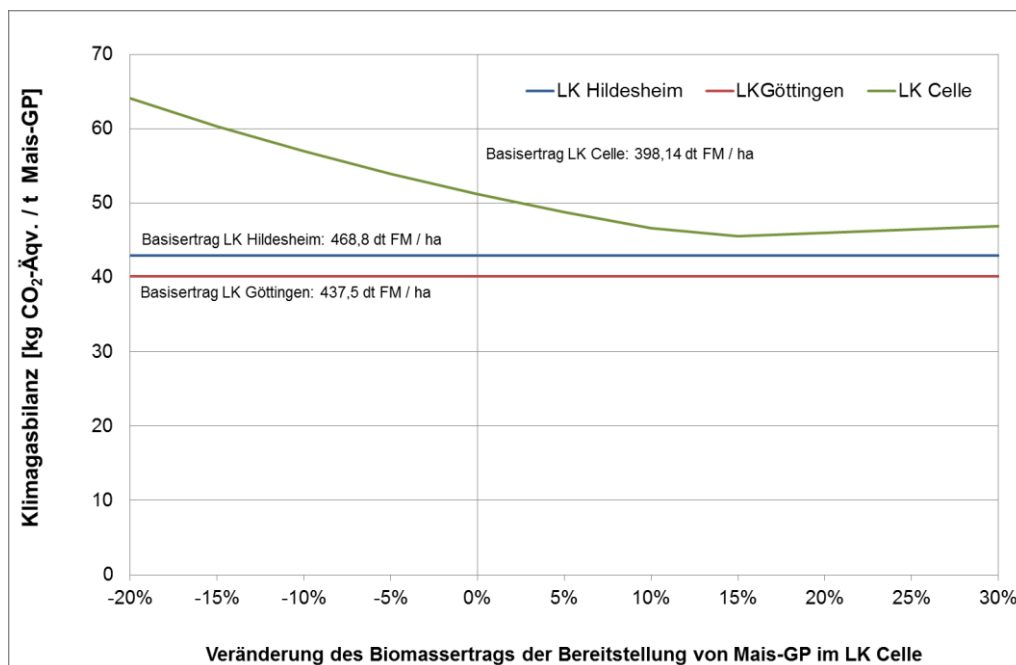


Abbildung 4-17: Sensitivitätsanalyse : Einfluss des Biomasseertrags auf die Klimagasbilanz im LK Celle im Vergleich zu den Basisszenarien der LKs Hildesheim und Göttingen

Die in Abbildung 4-17 dargestellten Ergebnisse der THG-Emissionen zeigen, dass beim Anbau von Mais-GP ein weiterer Ertragsrückgang im LK Celle die Ergebnisdiffe-

renz zu den anderen beiden Untersuchungsgebieten erhöhen würde. Eine Ertragssteigerung von bis zu 15 % dagegen würde die THG-Emissionen zwar reduzieren, aber nicht an die Klimagasbilanzen der Bereitstellung von Mais-GP in den LKs Hildesheim und Göttingen angleichen. Trotz einer Ertragssteigerung von 15 % liegen die THG-Emissionen der Bereitstellung von Mais-GP im LK Celle mit 45,6 kg CO₂-Äqv. / t FM über denen der anderen beiden Untersuchungsgebiete. Liegt die Ertragssteigerung im LK Celle über 15 %, so geht aus Abbildung 4-17 hervor, dass die Klimagasemissionen für den Energiepflanzenanbau wieder leicht zunehmen. Bei einer Steigerung des Mais-GP-Ertrages von 30 % steigen die THG-Emissionen wieder auf 46,9 kg CO₂-Äqv. / t FM an. Grund dafür ist, dass dieser Biomasseertrag von mehr als 50 t FM / ha nur durch eine Steigerung der Nährstoffzufuhr zu erreichen ist. Dies führt wiederum zu höheren THG-Emissionen aus der Düngemittelproduktion sowie höheren Lachgasemissionen.

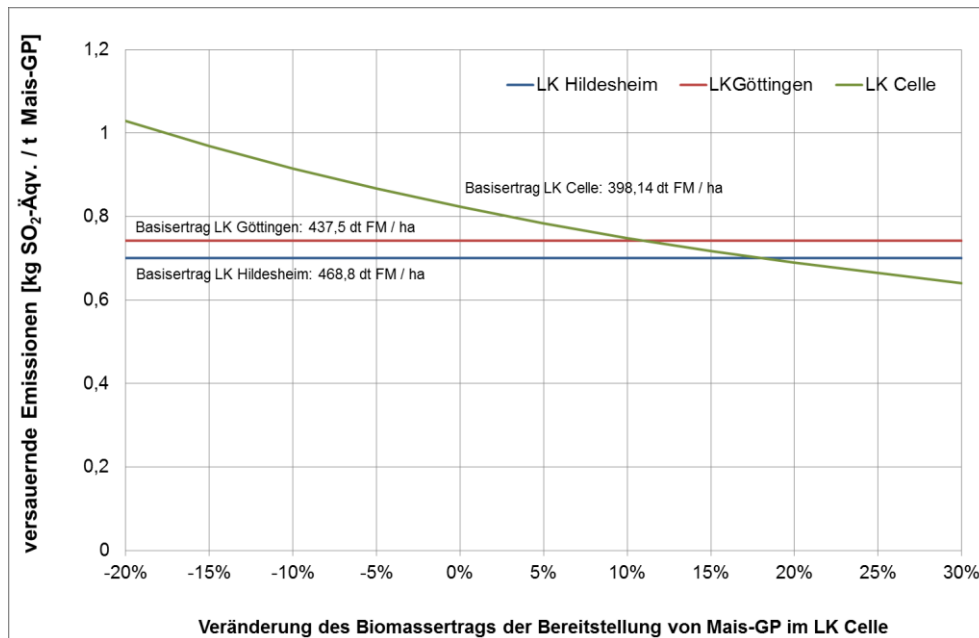


Abbildung 4-18: Sensitivitätsanalyse : Einfluss des Biomasseertrags auf die versauernd wirkenden Emissionen im LK Celle im Vergleich zu den Basisszenarien der LKs Hildesheim und Göttingen

Das Ergebnis der Sensitivitätsanalyse zeigt für die Auswertung der versauernd wirkenden Emissionen ein anderes Bild (vgl. Abbildung 4-18). Zwar wird auch hier bei einem Ertragsrückgang der Abstand der versauernd wirkenden Emissionen für den Anbau von Mais-GP im LK Celle zu den Ergebnissen der LKs Hildesheim und Göttingen größer, reduziert sich jedoch kontinuierlich bei steigendem Ertrag. So kann das Bilanzergebnis für den Anbau von Mais-GP durch eine Ertragssteigerung von 11 bzw. 18 % im LK Celle an die Ergebnisse der LKs Hildesheim bzw. Göttingen angeglichen werden. Bei einer weiteren Ertragssteigerung liegen die versauernd wirkenden Emissionen im LK Celle sogar unter denen in den LKs Hildesheim und Göttingen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Bereitstellung der erforderlichen Düngemittel und die aus dem applizierten Stickstoffdünger resultierenden Lachgasemissionen in der Bewertungskategorie

tegorie der versauernd wirkenden Emissionen nur eine untergeordnete Rolle spielen, während sie bei den THG-Emissionen den größten Anteil am Gesamtergebnis haben. Bei den versauernd wirkenden Emissionen ist die Ausbringung der Gärreste die Ergebnis dominierende Größe, welche bei gleichbleibender Gärrestmenge und steigendem Biomasseertrag zu einer Emissionsreduktion führt.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zeigen, dass der Parameter des regionalspezifischen Biomasseertrags in den Bewertungskategorien der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen die ausschlaggebende Größe für die Ergebnisunterschiede des Basisszenarios ist. Bei der Bilanzierung der THG-Emissionen und des Primärenergieaufwandes ist jedoch zusätzlich der regionalspezifische Nährstoffbedarf für die Ergebnisbandbreite verantwortlich.

4.3.2 Gegenüberstellung der Untersuchungsszenarien

Die in Kapitel 4.2 vorgestellten Sensitivitätsszenarien wirken sich unterschiedlich auf die Bilanzergebnisse der Basisszenarien aus. Dies verdeutlicht die zusammenfassende Bewertung der Ergebnisse der Sensitivitätsszenarien der LKs Göttingen und Celle im Vergleich zu den Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete (vgl. Abbildung 4-19 bis 4-21 sowie in den Tabellen 4-14 und 4-15). Auf eine Auswertung der Sensitivitätsszenarien für den LK Hildesheim wird an dieser Stelle verzichtet, da sich die Ergebnisse nur unwesentlich von denen des LK Göttingen unterscheiden.

Aus Abbildung 4-19 und Abbildung 4-20 geht hervor, dass die THG-Emissionen der Düngeszenarien sowohl im LK Göttingen als auch im LK Celle deutlich größere Abweichungen im Vergleich zum Basisszenario aufzeigen als die anderen betrachteten Sensitivitätsszenarien. Unter Berücksichtigung einer maximalen Gärrestnutzung werden bei der Bereitstellung von einer Tonne Mais-GP im LK Göttingen mit 28,3 kg CO₂-Äqv. / t FM 29 % weniger THG-Emissionen erzeugt als im Basisszenario. Stellt man dieses Ergebnis des LK Göttingen den Basisszenarien der LKs Celle und Hildesheim gegenüber, so ist der Unterschied zwischen den Ergebnissen größer als bei der Gegenüberstellung der reinen Basisszenarien (vgl. Tabelle 4-14). Im Vergleich zum LK Celle steigt die Bandbreite von 11,2 kg CO₂-Äqv. / t FM auf 23 kg CO₂-Äqv. / t FM an. Unter diesem Aspekt liegen die THG-Emissionen der Klimagasbilanz für die Bereitstellung von Mais-GP im LK Celle mit 51,3 kg CO₂-Äqv. / t FM fast doppelt so hoch wie im LK Göttingen bei maximaler Gärrestdüngung. Wird der erforderliche Nährstoffbedarf zu 100 % aus Mineraldüngern abgedeckt, steigt die Klimagasbilanz im LK Göttingen um 31 % im Vergleich zum Basisszenario an und liegt bei 52,6 kg CO₂-Äqv. / t FM. Somit führt die Bereitstellung von Mais-GP unter Berücksichtigung eines 100 %igen Mineraldüngereinsatzes im LK Göttingen sogar zu einer schlechteren Klimagasbilanz als die Basisszenarien in den LKs Celle und Hildesheim (siehe Tabelle 4-14).

Im LK Celle haben die Düngeszenarien den gleichen Einfluss auf das Basisszenario wie im LK Göttingen. Bei einer maximalen Gärrestnutzung sinken die THG-Emissionen um 25 % auf 38,2 kg CO₂-Äqv. / t FM. Unter Berücksichtigung einer Nährstoffversorgung durch 100 % Mineraldünger verschlechtert sich die Klimagasbilanz der Bereitstel-

lung von Mais-GP um 27 %. Weiterhin geht aus Abbildung 4-20 und Tabelle 4-14 hervor, dass die THG-Emissionen der Bereitstellung von Mais-GP bei maximaler Gärrestnutzung mit 38,2 kg CO₂-Äqv. / t FM sogar unterhalb denen der Basisszenarien für die LKs Göttingen und Hildesheim liegen. Wird dem LK Celle für den Maisanbau allerdings eine Nährstoffversorgung mit 100 % Mineraldünger unterstellt, so steigt der Unterschied in den Ergebnissen der Klimagasbilanz zwischen den LKs Göttingen und Celle von 11,2 kg CO₂-Äqv. / t FM auf 24,9 CO₂-Äqv. / t FM (siehe Tabelle 4-14).

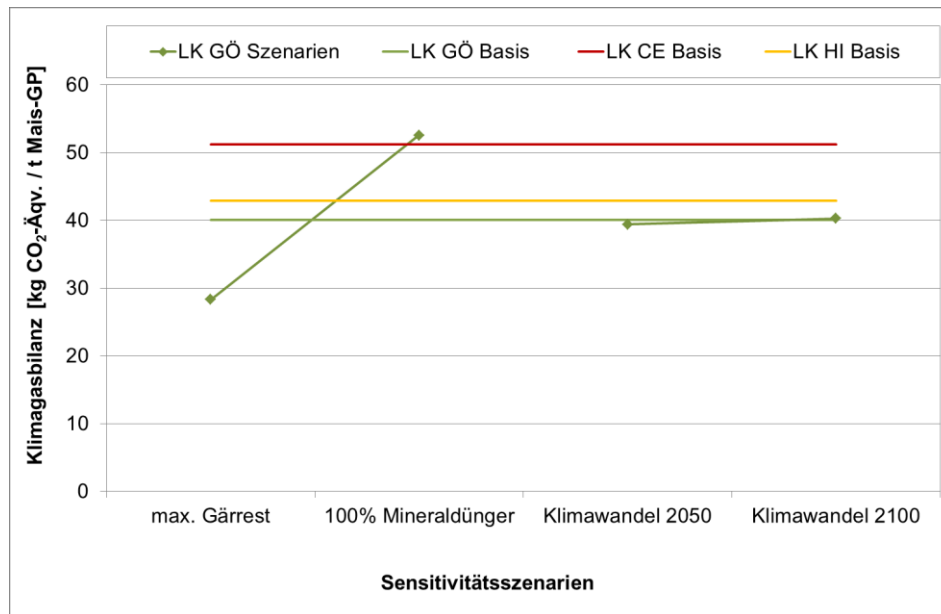


Abbildung 4-19 : Gegenüberstellung der Klimagasbilanzen der Sensitivitätsszenarien des LK Göttingen im Vergleich zu denen der Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete

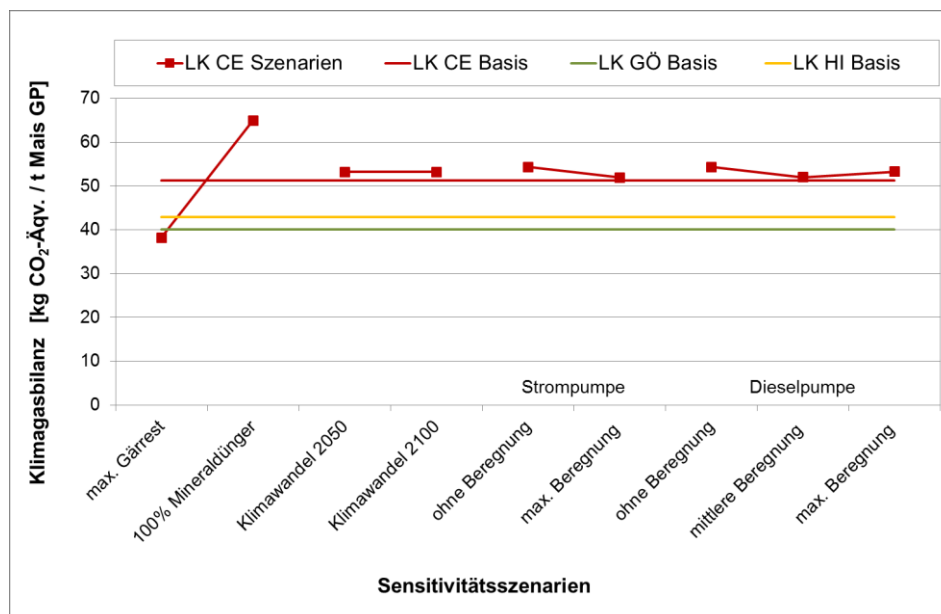


Abbildung 4-20: Gegenüberstellung der Klimagasbilanzen der Sensitivitätsszenarien des LK Celle im Vergleich zu denen der Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete

Berücksichtigt man in diesem Zusammenhang die regionalen Gegebenheiten, kann dem LK Celle aufgrund der deutlich höheren Biogasanlagendichte auch eine höhere Verfügbarkeit an Gärresten unterstellt werden als den LKs Göttingen und Hildesheim. Folglich können im LK Celle für den Anbau von Mais-GP oder anderen Biogaskulturen auch deutlich mehr Gärreste zur Düngung eingesetzt werden als in den anderen beiden Landkreisen. Somit ließe sich der im Basisszenario identifizierte Ergebnisunterschied zwischen dem LK Celle und den LKs Göttingen und Hildesheim angleichen. Sollte im LK Göttingen und / oder Hildesheim so wenig Gärrest zur Verfügung stehen, dass die Nährstoffversorgung mit mehr Mineraldüngern abgedeckt werden muss, kann im LK Celle für die Bereitstellung von Mais-GP mit maximaler Gärrestnutzung sogar eine bessere Klimagasbilanz erreicht werden.

Tabelle 4-14: Gegenüberstellung der Klimagasbilanzen der Sensitivitätsszenarien

THG-Emissionen kg CO ₂ -Äqv. / t FM	LK GÖ			LK CE			LK HI
		Δ LK CE (Basis)	Δ LK HI (Basis)		Δ LK GÖ (Basis)	Δ LK HI (Basis)	
Basisszenario	40,1	-11,2	-1,8	51,3	11,2	8,4	42,9
max. Gärrestdüngung	28,3	-23,0	-14,6	38,2	-1,9	-4,7	
100% Mineraldünger	52,6	1,3	9,7	65,0	24,9	22,1	
Klimawandel 2050	39,4	-11,9	-3,5	53,2	13,1	10,3	
Klimawandel 2100	40,3	-11,0	-2,6	53,2	13,1	10,3	
ohne Beregnung				54,3	14,2	11,4	
Strompumpe (mittel)				51,3	11,2	8,4	
Strompumpe (max)				51,9	11,8	9,0	
Dieselpumpe (mittel)				52,2	12,1	9,3	
Dieselpumpe (max)				53,3	13,2	10,4	

Tabelle 4-15: Gegenüberstellung der versauernd wirkenden Emissionen der Sensitivitätsszenarien

versauernde Emissionen g SO ₂ -Äqv. / t FM	LK GÖ			LK CE			LK HI
		Δ LK CE (Basis)	Δ LK GÖ (Basis)		Δ LK CE (Basis)	Δ LK GÖ (Basis)	
Basisszenario	0,74	-0,08	0,04	0,82	0,08	0,12	0,70
max. Gärrestdüngung	1,34	0,52	0,64	1,50	1,08	1,12	
100% Mineraldünger	0,09	-0,73	-0,61	0,11	2,08	2,12	
Klimawandel 2050	0,66	-0,16	-0,04	0,85	3,08	3,12	
Klimawandel 2100	0,63	-0,19	-0,07	0,85	4,08	4,12	
ohne Beregnung				0,95	5,08	5,12	
Strompumpe (mittel)				0,82	6,08	6,12	
Strompumpe (max)				0,78	7,08	7,12	
Dieselpumpe (mittel)				0,89	8,08	8,12	
Dieselpumpe (max)				0,90	9,08	9,12	

Die Sensitivitätsszenarien „Klimawandel“ und „Beregnungsszenario“ zeigen in ihren Klimagasbilanzen nur geringe Abweichungen zu den jeweiligen Basisszenarien der

LKs Göttingen (vgl. Abbildung 4-19) und Celle (vgl. Abbildung 4-20). Eine Annäherung der Klimagasbilanzen zwischen den einzelnen Landkreisen kann durch die Berücksichtigung der genannten Sensitivitätsszenarien nicht erreicht werden. Die Ergebnisunterschiede bleiben erhalten bzw. vergrößern sich. Letzteres kann insbesondere durch das Sensitivitätsszenario „ohne Feldberegnung“ erfolgen. Wie in der Stoffstromanalyse des Energiepflanzenanbaus beschrieben (vgl. Kapitel 3.3.2), ist für den LK Celle im Basisszenario eine mittlere Feldberegnung mittels Stropmpumpe unterstellt. In der Beschreibung der Stoffstromanalyse wird jedoch explizit darauf hingewiesen, dass davon auszugehen ist, dass nicht alle Energiepflanzen beregnet werden bzw. beregnet werden können. Grund dafür ist einerseits die Verfügbarkeit vorhandener Bewässerungssysteme, Brunnen und Wasserkapazitäten sowie andererseits die Beregnungsbedürftigkeit aufgrund wirtschaftlicher Aspekte (FRICKE UND RIEDEL 2011; HEINECKE 2010). Die Bereitstellung von Mais-GP und anderen Energiepflanzen wie Roggen-GP ist also auch ohne zusätzliche Bewässerung und damit mit geringeren Erträgen denkbar. Dies bedeutet, dass die Ergebnisbandbreite zwischen dem LK Celle und den LKs Hildesheim und Göttingen höher ausfällt als bei dem Vergleich der Basisszenarien. Am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP ohne Feldberegnung würde sich der Ergebnisunterschied zwischen dem LK Göttingen und dem LK Celle unter diesem Aspekt von 11,2 auf 14,2 kg CO₂-Äqv. / t FM erhöhen (siehe Tabelle 4-14).

Für die versauernd wirkenden Emissionen ist die Gegenüberstellung der Sensitivitätsszenarien im Vergleich zu den Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete am Beispiel des LK Göttingen in Abbildung 4-21 dargestellt. Die Sensitivitätsszenarien des LK Celle im Vergleich zu den Basisszenarien zeigt Abbildung 4-22. Eine Zusammenfassung aller Szenarien ist in Tabelle 4-15 aufgeführt. Auch hier führen die Düngeszenarien zu deutlich größeren Abweichungen im Vergleich zum jeweiligen Basisszenario als die anderen Sensitivitätsszenarien. Im Gegensatz zur Klimagasbilanz verursacht die maximale Nutzung von Gärresten jedoch wesentlich höhere versauernd wirkende Emissionen. So liegen die Emissionen für die Bereitstellung von Mais-GP unter Berücksichtigung einer maximalen Gärrestnutzung im LK Göttingen 81 % und im LK Celle sogar 83 % über denen des Basisszenarios.

Bei der Nährstoffversorgung mit 100 % Mineraldünger werden dagegen, wie Kapitel 4.2.1 erläutert, deutlich weniger versauernd wirkende Emissionen erzeugt (vgl. Abbildung 4-21 und Abbildung 4-22). Die Minderemission gegenüber dem jeweiligen Basisszenario liegt im LK Göttingen bei 88 % und im LK Celle bei 87 %. Somit kehrt sich der Einfluss der Szenarien auf die Ergebnisbandbreite im Vergleich zur Klimagasbilanz um: Bei einer maximalen Gärrestnutzung im LK Celle steigt der Ergebnisunterschied zum LK Göttingen in den versauernd wirkenden Emissionen deutlich an. Während die Bandbreite der Ergebnisse im Vergleich der Basisszenarien zwischen 0,74 kg SO₂-Äqv. / t FM im LK Göttingen und 0,82 kg SO₂-Äqv. / t FM im LK Celle liegt, vergrößert sich diese bei einer maximalen Gärrestnutzung im LK Celle auf 0,74 bis 1,50 kg SO₂-Äqv. / t FM (siehe Tabelle 4-15).

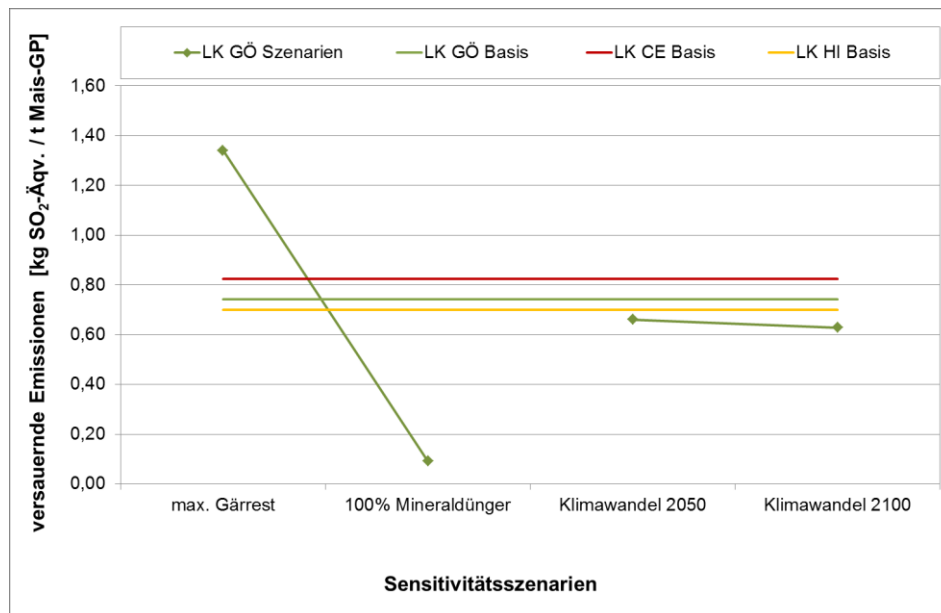


Abbildung 4-21: Gegenüberstellung der versauernd wirkenden Emissionen der Sensitivitätsszenarien des LK Göttingen im Vergleich zu denen der Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete

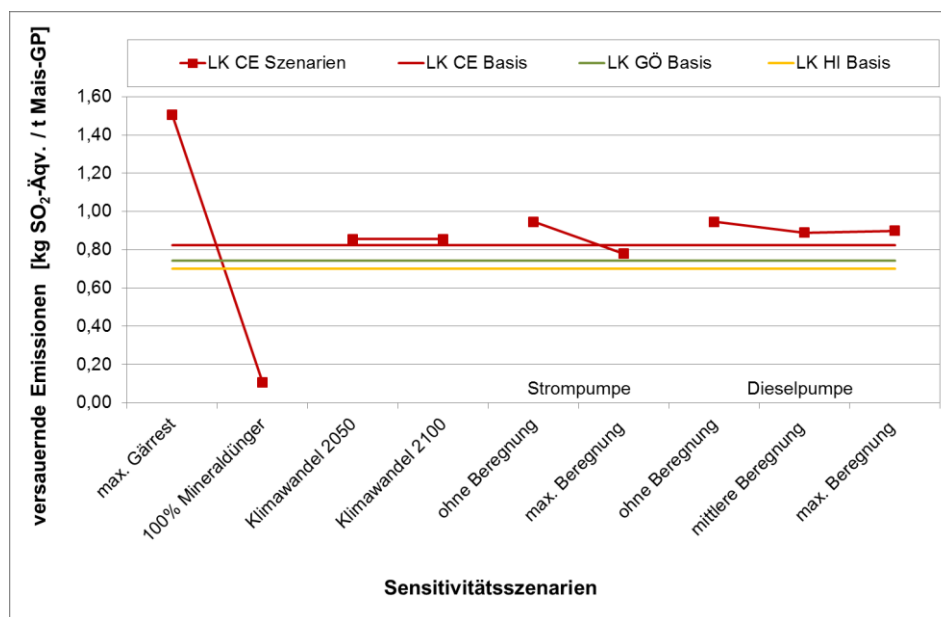


Abbildung 4-22: Gegenüberstellung der versauernd wirkenden Emissionen der Sensitivitätsszenarien des LK Celle im Vergleich zu denen der Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete

Hinsichtlich der Sensitivitätsszenarien „Klimawandel“ und „Feldberegnung“ zeigen die Ergebnisse in Abbildung 4-21 und Abbildung 4-22 nur geringe Abweichungen zu den jeweiligen Basisszenarien der LKs Göttingen und Celle auf. Damit wirken sich diese beiden Szenarien auch nur gering auf den Ergebnisunterschied zwischen den Landkreisen aus. Eine leichte Vergrößerung der Bandbreite zwischen den Ergebnissen der versauernd wirkenden Emissionen der LKs Celle und Göttingen zeigt das Sensitivitätsszenario Klimawandel. Dieses Sensitivitätsszenario führt im LK Göttingen zu einer Emissionsreduzierung und im LK Celle zu einem leichten Emissionsanstieg. Im Sensitivitätsszenario „Feldberegnung“ kann nur durch eine maximale Beregnung mittels

Strompumpe eine Annäherung der versauernd wirkenden Emissionen zwischen dem LK Celle und den Basisszenarien der LKs Hildesheim und Göttingen erreicht werden. Alle weiteren Berechnungsszenarien führen in der Bewertungskategorie Versauerung zu einem leichten Emissionsanstieg und damit zu einer Vergrößerung des Ergebnisunterschiedes zwischen den Untersuchungsgebieten.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sowohl in der Bewertungskategorie der THG-Emissionen als auch in der der versauernd wirkenden Emissionen die Auswahl des verwendeten Düngers einen maßgeblichen Einfluss auf die Bilanzergebnisse hat. Allerdings lässt sich hier keine eindeutige Aussage ableiten, da die betrachteten Düngeszenarien (maximale Gärrestnutzung und 100 % Mineraldünger) für die Bewertungskategorien der THG-Emissionen sowie der versauernd wirkenden Emissionen zu gegensätzlichen Ergebnissen führen. So lassen sich durch eine maximale Gärrestnutzung im LK Celle die THG-Emissionen soweit reduzieren, dass diese deutlich unter den THG-Emissionen der LKs Hildesheim und Göttingen im Basisszenario liegen. Gleichzeitig werden durch dieses Düngeszenario die versauernd wirkenden Emissionen jedoch um knapp 90 % erhöht, sodass die Ergebnisbandbreite zwischen dem LK Celle und den LKs Hildesheim und Göttingen wesentlich größer wird als im Vergleich der Basisszenarien. Die Sensitivitätsszenarien „Klimawandel“ und „Feldberechnung“ zeigen in beiden Bewertungskategorien nur geringe Abweichungen zum jeweiligen Basisszenario und wirkend sich auch nur gering auf die Aussage zum Ergebnisunterschied zwischen den Landkreisen aus. Es kann jedoch festgestellt werden, dass die Bereitstellung von Mais-GP im LK Celle ohne Feldberechnung sowohl zu einem Anstieg der THG-Emissionen als auch der versauernd wirkenden Emissionen führt. Beides zieht eine Vergrößerung der Ergebnisbandbreite zwischen dem LK Celle und den LKs Hildesheim und Göttingen nach sich.

4.3.3 Direkte und indirekte Lachgasemissionen

In der vorliegenden Arbeit werden die direkten und indirekten Lachgasemissionen auf der Basis der Berechnungsmethode des IPCC (2006) berücksichtigt. Dabei werden direkte Lachgasemissionen mit 1 % des applizierten Gesamtstickstoffs und indirekte Lachgasemissionen mit 0,425 % des applizierten organischen bzw. mit 0,325 % des applizierten mineralischen Stickstoffs bilanziert. Damit erfolgt eine rein quantitative Erfassung. Qualitative Aspekte wie örtliche Standortvoraussetzungen oder verschiedene Bewirtschaftungsparameter bleiben bei dieser Berechnungsmethode völlig unberücksichtigt.

WICHMANN (2012) bezeichnet den Berechnungsansatz nach IPCC (2006) als unzureichend und nennt in diesem Zusammenhang die Arbeiten von GOGNON et al. (2011), JUNGKUNST et al. (2006), KAISER UND RUSER (2010) UND VELTHOF et al. (2002). In diesen Arbeiten wird einerseits auf die Einflüsse von Klima und Boden und andererseits auf den Einfluss von der Art und Zusammensetzung des applizierten Stickstoffs bei der Bildung direkter und indirekter Lachgasemissionen hingewiesen. WICHMANN (2012)

selbst betrachtet in seinen Untersuchungen die Intensität und Form des applizierten Stickstoffs unter dem Aspekt des Minderungspotentials der Lachgasemissionen bei der Anwendung eines Nitrifikationsinhibitors. In Bezug auf die Düngermenge kann der Autor keinen linearen Bezug zwischen der applizierten Stickstoffmenge und der Höhe der Lachgasemissionen feststellen. Vielmehr lässt sich ein Zusammenhang zu der N-Düngerform herstellen. Dabei weist WICHMANN (2012) eine Rangfolge aus, in der die Nitratdünger gefolgt von den Ammoniumnitratdüngern zu den höchsten Lachgasemissionen führen und die geringsten Lachgasemissionen aus den ammoniumstabilisierten Düngern hervorgehen.

Den Aspekt der verschiedenen Einflussgrößen auf das Lachgasbildungspotential zeigt auch HUNDT (2010) in ihrer Arbeit zur „Energie- und Klimaeffizienz von Biogasanlagen mit Biogasaufbereitung und -einspeisung unter Nutzung von Silomais“ auf. Sie benennt in diesem Zusammenhang basierend auf den Untersuchungen von LEICK (2003) verschiedene Einflussfaktoren, die zu einer großen Schwankungsbreite in der Bildung von Lachgas führen. Zu diesen zählen folgende Parameter des Bodens:

- Stickstoffangebot und -form (insb. NH_4^+ und NO_3^-)
- Verfügbarkeit leicht abbaubarer organischer Substanz
- Sauerstoffverfügbarkeit
- Wassergehalt

Darüber hinaus werden die Häufigkeit von Frost-Tau-Zyklen sowie die Ausbringtechnik der organischen Düngemittel benannt. In der Bilanzierung der Klima- und Energieeffizienz von Biogas greift HUNDT (2010) jedoch auch auf die Methode nach IPCC (2006) für die Berechnung direkter Lachgasemissionen zurück.

Die von LEICK (2003) erarbeiteten und in HUNDT (2010) zusammengefassten Einflussfaktoren werden auch von HERRMANN et al. (2010) sowie HACKMANN (2011) betrachtet. Die Autoren verdeutlichen, dass insbesondere die Kombination aus einer hohen Bodenfeuchte, einem überschüssigen Angebot von schnell verfügbarem Stickstoff sowie leicht abbaubaren organischen Substanzen im Boden zu einer vermehrten Lachgasbildung führt. Nach HERRMANN et al. (2010) sind diese Bedingungen vor allem im Sommer und Herbst nach organischer bzw. kombinierter mineralisch-organischer Düngung gegeben. Zu dieser Zeit wird der ausgebrachte N-Dünger kaum bzw. bis zur nächsten Vegetationsperiode gar nicht mehr verwertet. Der ungenutzte N-Überschuss im Boden führt damit auch zu erhöhten Lachgasfreisetzungen innerhalb des Winterhalbjahres, die insbesondere bei Frost-Tau-Zyklen zu beobachten sind (HACKMANN 2011). Ein weiterer von HERRMANN et al. (2010) betrachteter Parameter ist der Einfluss der angebauten Kultur. Die dazu durchgeführten Feldversuche zeigen, dass der Anbau von Mais zu einer deutlich höheren Lachgasemission führt als der Anbau von Gräsern oder GPS.

Weiterhin steht die Ausbringtechnik von Wirtschaftsdüngern und organischen Gärresten im Fokus wissenschaftlicher Untersuchungen. So zeigen Untersuchungen von KOWALESKY (2013), dass bei einer Breitverteilung des Wirtschaftsdüngers bzw. der

Gärreste zwar mit höheren Ammoniakemissionen und dadurch höheren indirekten Lachgasemissionen zu rechnen ist, die Injektion der organischen Düngemittel jedoch zu einem deutlichen Anstieg der direkten Lachgasemissionen führt.

Basierend auf den genannten Einflussgrößen kann die Bildung von Lachgas von Standort zu Standort unterschiedlich ausfallen. Untersuchungen von DITTERT UND AUGUSTIN (2012) zeigen, dass bei einer vorwiegend mineralischen N-Düngung bei einem tiefgründigen Boden (schluffiger Ton) höhere Lachgasemissionen freigesetzt werden als bei einem leichteren Boden (lehmgiger Sand). Bei einer 100 %igen Gärrestdüngung kehrt sich dieser Effekt allerdings um, sodass der Standort mit leichteren Böden ein höheres Lachgasbildungspotential aufzeigt.

Bei der vorliegenden Bilanzierung liegen an den Standorten Hildesheim und Göttingen eher tiefgründige Böden vor, wohingegen in Celle eher leichte Böden zu finden sind (vgl. Kapitel 3.1.7). Weiterhin ist die Lachgasemission der Faktor, der die Ergebnisse der Klimagasbilanz mit einem Anteil von ca. 50 % an der THG-Gesamtemission dominiert. Somit wirken sich eine regionalspezifische sowie eine von der Bewirtschaftungscharakteristik abhängige Betrachtung der Lachgasemissionen zwangsläufig auf das Ergebnis der Klimagasbilanz des Energiepflanzenanbaus aus. Je nach Art des eingesetzten N-Düngers ist somit eine Verschiebung oder Vergrößerung der Ergebnisbandbreite der Klimagasbilanz zwischen den Untersuchungsgebieten anzunehmen.

Allerdings weisen die genannten Studien von DITTERT UND AUGUSTIN (2012), HERRMANN et al. (2010), HACKMANN (2011) und WICHMANN (2012) keine übertragbaren Faktoren über Höhe und Qualität der Lachgasemissionen aus, die die genannten Einflussgrößen transparent abbilden können. Folglich wäre eine Übertragung der quantitativen Ergebnisse auf die Kulturen und Untersuchungsgebiete der vorliegenden Arbeit mit großen Unsicherheiten behaftet. Die Ergebnisse von DITTERT UND AUGUSTIN (2012), HERRMANN et al. (2010), HACKMANN (2011) und WICHMANN (2012) basieren auf ganz spezifischen Feldversuchen, die sich hinsichtlich der vorliegenden Bodenart, der klimatischen Bedingungen, des applizierten Stickstoffs sowie der angebauten Kultur unterscheiden. Deshalb wird in der vorliegenden Arbeit auf eine Berücksichtigung der quantitativen Ergebnisse von DITTERT UND AUGUSTIN (2012), HERRMANN et al. (2010), HACKMANN (2011) und WICHMANN (2012) verzichtet und die theoretische Berechnungsgrundlage der Lachgasemissionen nach IPPC (2006) angewendet.

5 Ergebnisse der regionalen und standortangepassten Bewertung der Biogaserzeugung und -nutzung

Das folgende Kapitel befasst sich mit der Darstellung und Diskussion der regionalen und standortangepassten Analyse und Bewertung der vollständigen Prozesskette der Biogaserzeugung und -nutzung, d.h. vom Anbau der erforderlichen Substrate über den Biomassetransport zur Biogasanlage, die Silierung und Lagerung der Mais-GPS, der Biogasgewinnung bis hin zur Verstromung des Biogases im BHKW auf der einen Seite sowie die Ausbringung der Gärreste auf der anderen Seite. Mit der Gegenüberstellung der Ergebnisse für die LKs Göttingen, Celle und Hildesheim sollen Ergebnis relevante Größen identifiziert und hinsichtlich ihres regionalen und standortspezifischen Bezugs analysiert werden. Zu diesem Zweck werden in Kapitel 5.1 die Ergebnisse des Basisszenarios für die vier Bewertungskategorien Treibhausgasemissionen, Primärenergieaufwand sowie versauernd und eutrophierend wirkende Emissionen ausführlich dargestellt und erläutert. Basierend auf den identifizierten relevanten Parametern erfolgt in Kapitel 5.2 eine detaillierte Betrachtung und Diskussion verschiedener Einflussfaktoren. Abschließend werden die Ergebnisse der regionalen und standortangepassten Bewertung der Biogaserzeugung und -nutzung in Kapitel 5.3 zusammenfassend diskutiert.

5.1 Basisszenario: Identifikation relevanter Parameter

Die Ergebnisse des Basisszenarios beziehen sich auf die vollständige Prozesskette der Biogaserzeugung und -verstromung im BHKW und basieren auf der in Kapitel 3.3.3 beschriebenen Datengrundlage. Die Bilanzierung der erforderlichen Mais-GP bzw. der weiteren Energiepflanzen beinhaltet die dem Basisszenario des Energiepflanzenanbaus zu Grunde gelegten Annahmen.

Treibhausgasemissionen

Die Klimagasbilanzierung der vollständigen Prozesskette der Biogaserzeugung und -verstromung im BHKW umfasst sowohl die freigesetzten Emissionen als auch die in Form von Gutschriften berücksichtigten Emissionseinsparungen. Die Ergebnisse beziehen sich auf eine Kilowattstunde erzeugten Strom (kWh_{el}) und sind in Abbildung 5-1 für die LKs Hildesheim, Celle und Göttingen dargestellt. Die freigesetzten Emissionen sind auf der positiven x-Achse nach ihren Entstehungskategorien aufgetragen. Die durch Gutschriften berücksichtigten Emissionseinsparungen für die Gärrestnutzung als Düngemittlersatz sowie für die Nutzung der Abwärme des BHKWs sind auf der negativen x-Achse aufgetragen. Die Nettoergebnisse (Summe aus freigesetzten Emissionen und Emissionsgutschrift) sind in den schraffierten Säulen dargestellt.

Wie bei der Betrachtung des Energiepflanzenanbaus ist auch bei der Bilanzierung der vollständigen Prozesskette ein Unterschied zwischen den Bilanzergebnissen für die Untersuchungsgebiete nachzuweisen. So variieren die Bruttoemissionen für die Bereitstellung einer Kilowattstunde Strom zwischen $0,24 \text{ kg CO}_2\text{-Äqv.} / \text{kWh}_{\text{el}}$ im LK Göttingen

gen und $0,27 \text{ kg CO}_2\text{-Äqv.} / \text{kWh}_{\text{el}}$ im LK Celle. Dies entspricht einer prozentualen Abweichung von 13 %. Weiterhin geht aus Abbildung 5-1 hervor, dass der Maisanbau mit $0,11 - 0,14 \text{ kg CO}_2\text{-Äqv.} / \text{kWh}_{\text{el}}$ in allen drei Landkreisen den größten Anteil an den freigesetzten Emissionen hat. Dabei fällt auf, dass die Emissionen für den Maisanbau im LK Celle höher sind als in den LKs Hildesheim und Göttingen.

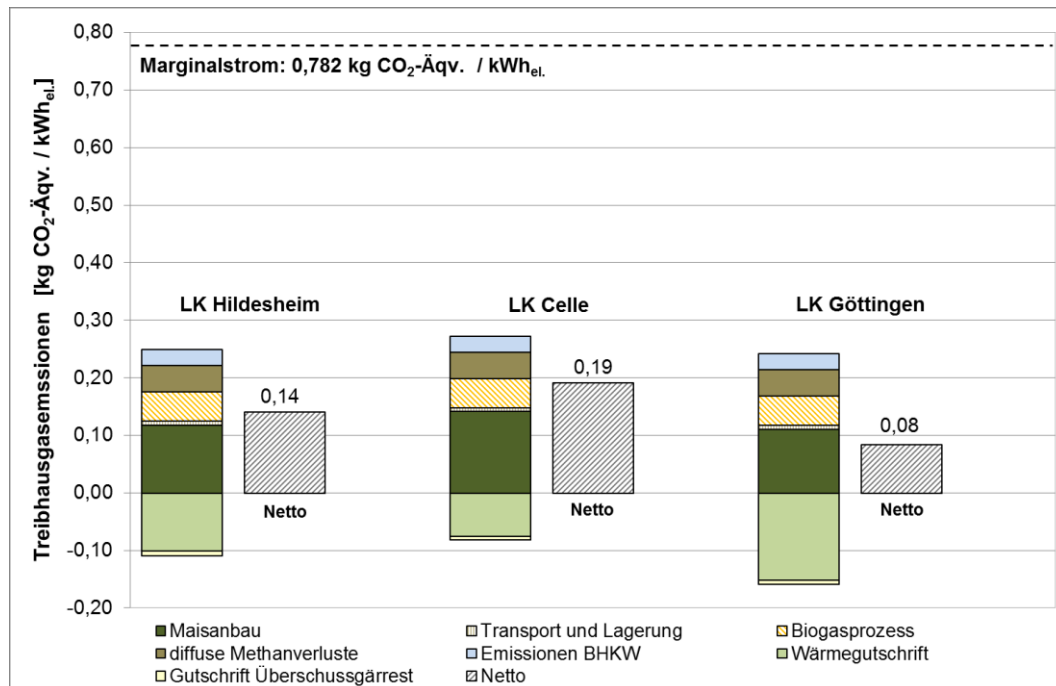


Abbildung 5-1: Klimagasbilanz der Biogasproduktion und -verstromung (Basisszenario), verändert nach DRESSLER et al. (2012b)

Neben dem Maisanbau werden die THG-Emissionen durch die erforderliche Prozessenergie sowie die diffusen Methanemissionen mit jeweils $0,05 \text{ kg CO}_2\text{-Äqv.} / \text{kWh}_{\text{el}}$ dominiert. Allerdings basieren diese beiden Parameter wie auch der Biomassetransport und die direkten Emissionen für alle drei Untersuchungsgebiete auf denselben Kenngrößen (z.B. Biogasertrag, Wirkungsgrad BHKW). Folglich ist die Abweichung der Ergebnisse um $0,03 \text{ kg CO}_2\text{-Äqv.} / \text{kWh}_{\text{el}}$ in den Bruttoemissionen ausschließlich auf die Unterschiede im Maisanbau zurückzuführen (siehe Tabelle 5-1).

Die Emissionseinsparungen durch Gutschriften weisen ebenfalls Unterschiede auf. Die Ergebnisbandbreite liegt zwischen $0,08 \text{ kg CO}_2\text{-Äqv.} / \text{kWh}_{\text{el}}$ im LK Celle und $0,16 \text{ kg CO}_2\text{-Äqv.} / \text{kWh}_{\text{el}}$ im LK Göttingen. Die Gutschrift für die Gärrestnutzung als Düngemittelsubstitut ist in allen drei Landkreisen bezogen auf die erzeugte Kilowattstunde Strom mit ca. $0,01 \text{ kg CO}_2\text{-Äqv.} / \text{kWh}_{\text{el}}$ nahezu gleich groß. Somit ist sowohl die Höhe als auch der Unterschied zwischen den jeweiligen Emissionsgutschriften auf die Wärmenutzung zurückzuführen, die im LK Göttingen mit 60 % doppelt so hoch ist wie im LK Celle.

Bezogen auf das Nettoergebnis führt die Klimagasbilanzierung der Biogasproduktion und -verstromung in den drei Untersuchungsgebieten zu einer Ergebnisbandbreite von $0,08 - 0,19 \text{ kg CO}_2\text{-Äqv.} / \text{kWh}_{\text{el}}$. Damit liegt das Ergebnis der Klimagasbilanz im LK

Celle um das 2,3-fache über dem Ergebnis im LK Göttingen. Gründe für diese Ergebnisbandbreite sind in der unterschiedlichen Wärmegutschrift sowie in den verschiedenen Aufwendungen für den Maisanbau zu finden (siehe Tabelle 5-1).

Tabelle 5-1: THG-Emissionen der Biogasbereitstellung und -verstromung (Basisszenario) für die LKs Göttingen und Hildesheim sowie Unterschiede in den THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim

Parameter	LK GÖ	LK HI	Δ LK CE : GÖ	Δ LK CE : HI
	THG-Emissionen [kg CO ₂ -Äqv. / kWh _{el.}]			
Maisanbau	0,11	0,12	0,03	0,02
Transport und Lagerung	0,01	0,01	-	-
Biogasprozess	0,05	0,05	-	-
diffuse Methanemissionen	0,05	0,05	-	-
Emissionen BHKW	0,02	0,02	-	-
Wärmegutschrift	-0,15	-0,10	0,08	0,03
Gutschrift Überschussgärrest	-0,01	-0,01	0,00	0,00
Gesamt	0,08	0,14	0,11	0,05

Zwischen dem LK Göttingen und dem LK Hildesheim ist der Ergebnisunterschied geringer. Die THG-Emissionen des LK Hildesheim liegen 75 % über denen des LK Göttingen, wobei der Unterschied zwischen den Ergebnissen überwiegend auf die unterschiedlichen Wärmenutzungsgrade zurückzuführen ist. Der Maisanbau in diesen beiden Untersuchungsgebieten zeigt keine nennenswerten Unterschiede in der Klimagasbilanz (vgl. Kapitel 4).

Die THG-Emissionen, die bei der Bereitstellung einer Kilowattstunde des in Kapitel 3.1.6 definierten Marginalstromes erzeugt werden, sind in Abbildung 5-1 mit der gestrichelten Linie gekennzeichnet. Der Vergleich mit der Klimagasbilanz der Biogaserzeugung und -verstromung im BHKW zeigt deutliche Vorteile für den Biogasstrom in allen drei betrachteten Untersuchungsgebieten. So wird im LK Celle mit 0,592 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} das geringste THG-Minderungspotential erreicht, gefolgt vom LK Hildesheim mit 0,642 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}. Im LK Göttingen liegt das THG-Minderungspotential durch die Erzeugung und Verstromung von Biogas mit 0,702 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} im Vergleich zum Marginalstrom am höchsten.

Primärenergieaufwand

Die Ergebnisse der Bewertungskategorie Primärenergieaufwand sind in Kilowattstunde Primärenergie (kWh) bezogen auf eine Kilowattstunde Strom (kWh_{el.}) in Abbildung 5-2 dargestellt. Die Ergebnisdarstellung ist analog zu der der Klimagasbilanz aufgebaut und zeigt sowohl den erforderlichen als auch den in Form von Gutschriften vermiedenen Primärenergieaufwand. Die schraffierten Säulen zeigen die Nettoergebnisse.

Der entlang der Prozesskette erforderliche Primärenergieaufwand variiert zwischen 0,44 kWh / kWh_{el.} im LK Göttingen und 0,51 kWh / kWh_{el.} im LK Celle. Grund dieses Ergebnisunterschiedes ist wie bei der Klimagasbilanz der regionalspezifische Maisan-

bau, der im LK Celle mit 0,28 kWh / kWh_{el.} einen höheren Primärenergieaufwand aufweist als in den LKs Göttingen und Hildesheim mit 0,19 bzw. 0,20 kWh / kWh_{el.}.

Tabelle 5-2: Primärenergieaufwand der Biogasbereitstellung und -verstromung (Basisszenario) für die LKs Göttingen und Hildesheim sowie Unterschiede in den THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim

Parameter	LK GÖ	LK HI	Δ LK CE : GÖ	Δ LK CE : HI
	Primärenergieaufwand [kWh / kWh _{el.}]			
Maisanbau	0,18	0,20	0,08	0,06
Transport und Lagerung	0,03	0,03	-	-
Biogasprozess	0,23	0,23	-	-
Wärmegutschrift	-0,62	-0,41	0,31	0,10
Gutschrift Überschussgärrest	-0,02	-0,03	0,00	0,01
Gesamt	-0,20	0,02	0,39	0,17

Abbildung 5-2 zeigt für den auf der negativen x-Achse dargestellten vermiedenen Primärenergieaufwand ebenfalls unterschiedliche Ergebnisse für die Untersuchungsgebiete auf.

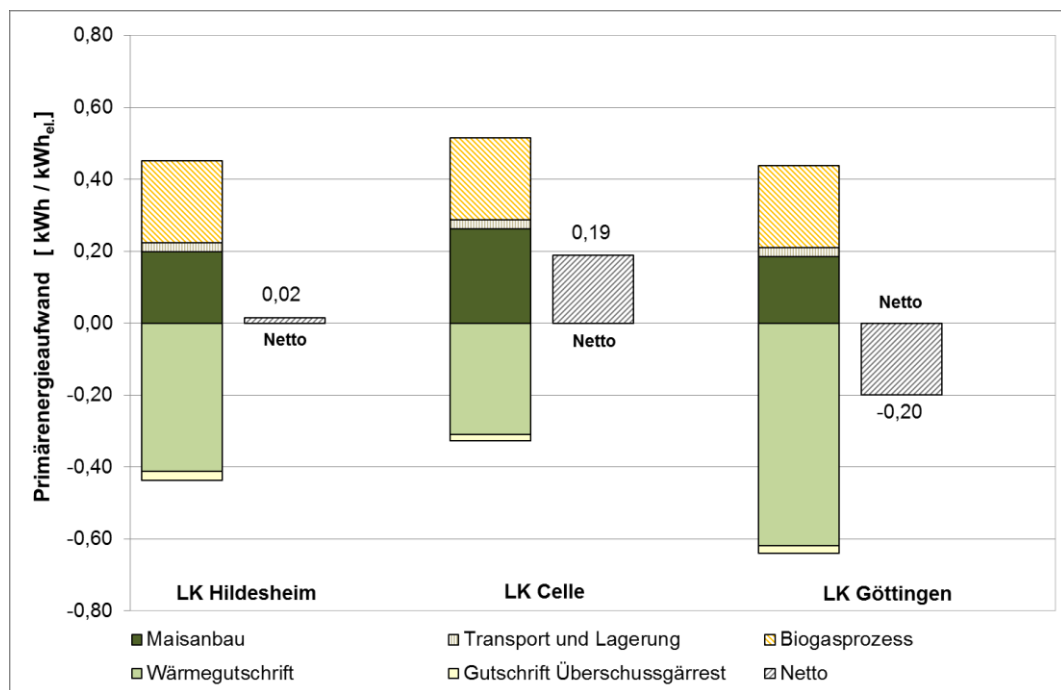


Abbildung 5-2: Primärenergieaufwand der Biogaserzeugung und -verstromung (Basisszenario)

Der Maisanbau ist eine der beiden Ergebnis beeinflussenden Größen in der Bilanz des Primärenergieaufwandes. Er verursacht mit 0,18 – 0,26 kWh / kWh_{el.} 42 - 52 % des verursachten Primärenergieaufwandes. Neben dem Maisanbau wird 45 - 52 % des Primärenergieaufwandes der Biogasgewinnung und -verstromung durch die erforderlichen Prozessenergien verursacht. Diese bestehen aus dem Strombedarf zum Betrieb der Pumpen und Rührwerke sowie aus dem Dieselbedarf des Radladers, mit dem die Maissilage vom Fahrsilo in den Vorratsbehälter transportiert wird. Da die Bilanzierung des Biogasprozesses für alle Untersuchungsgebiete auf denselben Kenngrößen ba-

siert, hat dieser Prozesskettenabschnitt keinen Einfluss auf die identifizierte Ergebnisbandbreite (siehe Tabelle 5-2).

Die Ergebnisse des LK Göttingen und des LK Celle weichen um $0,31 \text{ kWh} / \text{kWh}_{\text{el}}$ voneinander ab (vgl. auch Tabelle 5-2). Wie bei der Klimagasbilanz ist dieser hohe Ergebnisunterschied überwiegend auf die Wärmegutschrift zurückzuführen. Die Düngegutschrift des Gärrestes hat nur einen geringen Anteil an dem vermiedenen Primärenergieaufwand und ist in allen Untersuchungsgebieten mit $0,02 - 0,03 \text{ kWh} / \text{kWh}_{\text{el}}$ nahezu gleich groß. Folglich ist der Einfluss der Gutschrift für die Gärrestnutzung als Düngemittelsubstitut auf die Ergebnisbandbreite als vernachlässigbar zu bezeichnen.

Die Nettoergebnisse variieren zwischen $-0,20 \text{ kWh} / \text{kWh}_{\text{el}}$ für den LK Göttingen und $0,18 \text{ kWh} / \text{kWh}_{\text{el}}$ für den LK Celle. Der absolute Ergebnisunterschied liegt bei $0,38 \text{ kWh} / \text{kWh}_{\text{el}}$. Hauptfaktoren dieses Ergebnisunterschieds sind der regionalspezifische Maisanbau sowie die spezifische Wärmegutschrift. Analog zu den Ergebnissen der Klimagasbilanz weist der Vergleich zwischen den Ergebnissen der LKs Göttingen und Hildesheim einen geringeren Ergebnisunterschied auf. Hier liegt der absolute Ergebnisunterschied bei $0,22 \text{ kWh} / \text{kWh}_{\text{el}}$ und ist ebenfalls ausschließlich auf die unterschiedliche Wärmegutschrift zurückzuführen (siehe Tabelle 5-2).

Versauernd und eutrophierend wirkende Emissionen

Die Ergebnisse der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen sind in Abbildung 5-3 bzw. Abbildung 5-4 analog zu den Ergebnissen der Klimagasbilanz und des Primärenergieaufwandes dargestellt.

Die Ergebnisaussage der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen unterscheidet sich von der der Klimagasbilanz und des Primärenergieaufwandes. Aus Abbildung 5-3 bzw. Abbildung 5-4 geht hervor, dass die Ergebnisse zwar Unterschiede zwischen den einzelnen Landkreisen aufzeigen, die Ergebnisunterschiede aber deutlich geringer ausfallen als bei der Klimagasbilanz und dem kumulierten Primärenergieaufwand.

Die Bruttoemissionen variieren in der Bewertungskategorie der Versauerung zwischen $3,73 \text{ g SO}_2\text{-Äqv.} / \text{kWh}_{\text{el}}$ für den LK Göttingen und $3,77 \text{ g SO}_2\text{-Äqv.} / \text{kWh}_{\text{el}}$ für den LK Celle. Dies entspricht einer prozentualen Abweichung von weniger als 1 %. In der Bewertungskategorie Eutrophierung liegt die Ergebnisbandbreite der Bruttoemissionen zwischen $0,713 \text{ g PO}_4^{3-}\text{-Äqv.} / \text{kWh}_{\text{el}}$ für den LK Hildesheim und $0,731 \text{ g PO}_4^{3-}\text{-Äqv.} / \text{kWh}_{\text{el}}$ für den LK Celle.

Die grafischen Darstellungen der Ergebnisse verdeutlichen, dass auch in der Bilanz der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen der Maisanbau, gefolgt von der Ausbringung des Überschussgärrestes die das Ergebnis dominierende Größe ist. Weiterhin geht aus den Abbildungen hervor, dass der Maisanbau im LK Celle mit höheren versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen verbunden ist als in den LKs Hildesheim und Göttingen. Die Ausbringung des Überschussgärrestes führt dagegen

im LK Celle zu geringeren versauernden und eutrophierenden Emissionen wie in den LKs Hildesheim und Göttingen.

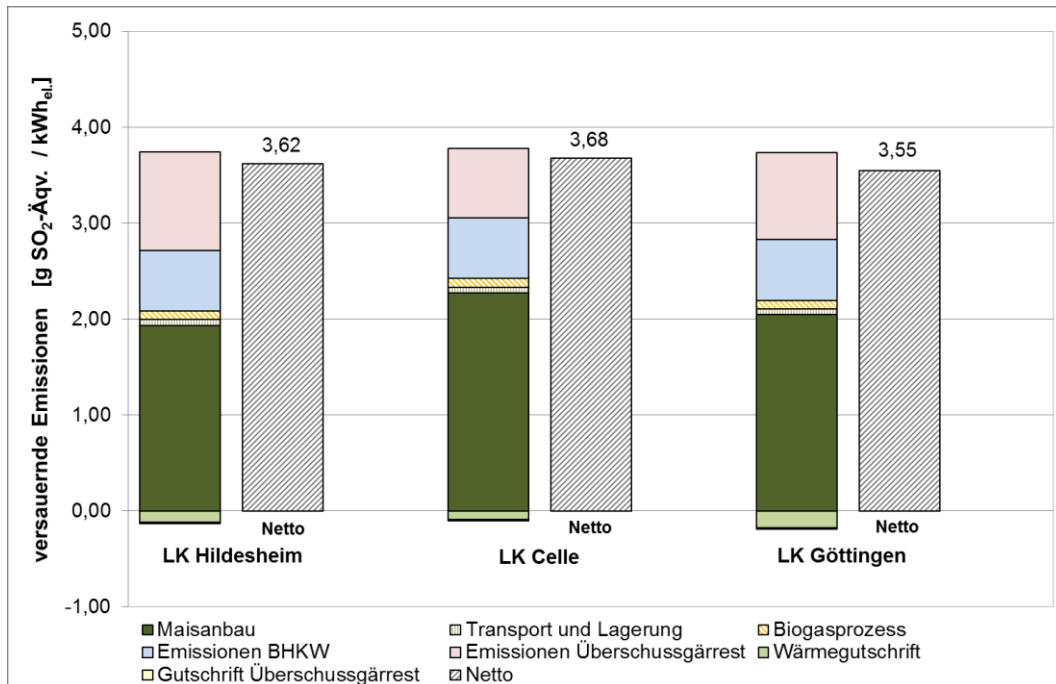


Abbildung 5-3: Versauernd wirkende Emissionen der Biogasproduktion und -verstromung (Basiszenario)

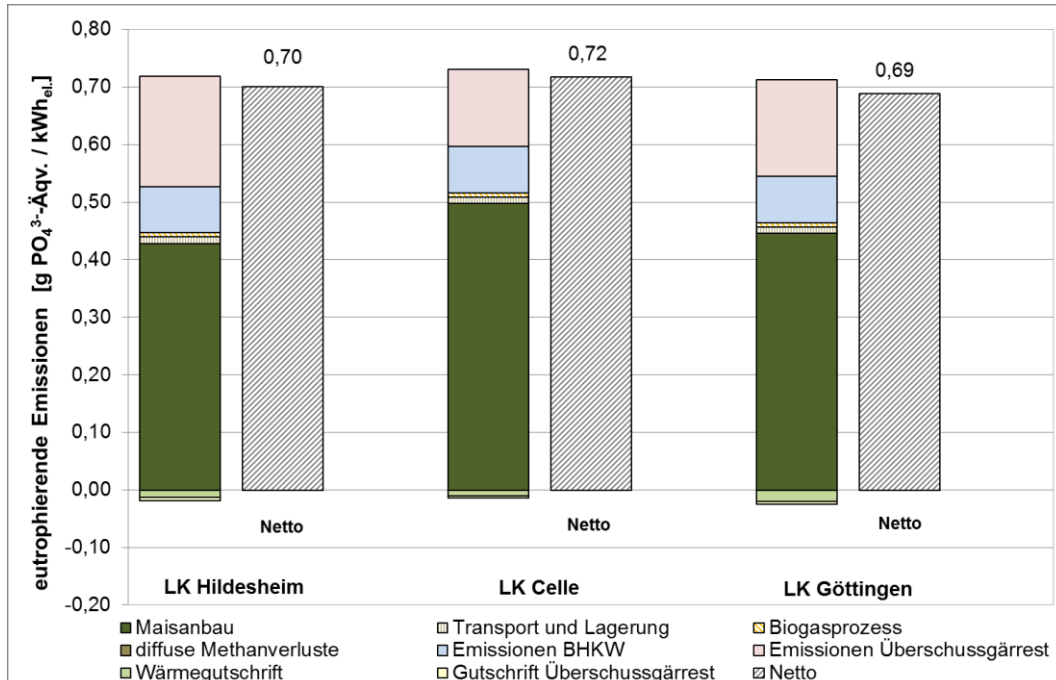


Abbildung 5-4: Eutrophierend wirkende Emissionen der Biogasproduktion und -verstromung (Basiszenario)

Wie in Kapitel 4.1 erörtert dominiert die Ausbringung der eingesetzten Gärreste die Ergebnisse der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen des Energiepflanzenanbaus. Der Unterschied zwischen den Bilanzergebnissen der Untersu-

chungsgebiete ist für den Energiepflanzenanbau auf den im LK Celle geringeren Hektarertrag und auf die damit verbundene höhere eingesetzte Gärrestmenge pro Tonne Erntegut zurückzuführen, da den Untersuchungsgebieten mit 20 m³ / ha die gleiche Gärrestmenge unterstellt ist. Bezogen auf die vollständige Prozesskette der Biogasgewinnung und -verstromung führt dies im LK Celle zu einer geringeren Menge an Überschussgärrest und damit zu geringeren Emissionen, die mit der Ausbringung des Überschussgärrestes verbunden sind. In der Summe sind die Emissionen von dem im Maisanbau verwendeten Gärrest und Überschussgärrest jedoch in allen drei Untersuchungsgebieten gleich hoch, da innerhalb des Biogasprozesses überall die gleiche Gärrestmenge entsteht und ausgebracht werden muss (vgl. Kapitel 3.3.3). Somit werden die in Abbildung 5-3 und Tabelle 5-4 aufgeführten Ergebnisunterschiede der versauernd und eutrophierend wirkenden Bruttoemissionen durch die in Kapitel 4.1 identifizierten Parameter verursacht. Dazu zählen der regionalspezifische Biomasseertrag und der unterschiedliche Nährstoffbedarf in den Untersuchungsgebieten.

Tabelle 5-3: Versauernde Emissionen der Biogasbereitstellung und -verstromung (Basisszenario) für die LKs Göttingen und Hildesheim sowie Unterschiede in den THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim

Parameter	LK GÖ	LK HI	Δ LK CE : GÖ	Δ LK CE : HI
	<i>Versauernde Emissionen [g SO₂-Äqv. / kWh_{el.}]</i>			
Maisanbau	2,05	1,94	0,23	0,34
Transport und Lagerung	0,06	0,06	-	-
Biogasprozess	0,09	0,09	-	-
Emissionen BHWK	0,63	0,63	-	-
Emissionen Überschussgärrest	0,90	1,03	-0,19	-0,32
Wärmegutschrift	-0,17	-0,12	0,09	0,04
Gutschrift Überschussgärrest	-0,01	-0,01	0,00	0,00
Gesamt	3,55	3,62	0,13	0,06

Tabelle 5-4: Eutrophierende Emissionen der Biogasbereitstellung und -verstromung (Basisszenario) für die LKs Göttingen und Hildesheim sowie Unterschiede in den THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim

Parameter	LK GÖ	LK HI	Δ LK CE : GÖ	Δ LK CE : HI
	<i>Eutrophierende Emissionen [g PO₄³⁻-Äqv. / kWh_{el.}]</i>			
Maisanbau	0,447	0,429	0,052	0,070
Transport und Lagerung	0,011	0,011	-	-
Biogasprozess	0,007	0,007	-	-
Emissionen BHWK	0,080	0,080	-	-
Emissionen Überschussgärrest	0,168	0,192	-0,034	-0,058
Wärmegutschrift	-0,019	-0,013	0,010	0,003
Gutschrift Überschussgärrest	-0,005	-0,005	0,001	0,002
Gesamt	0,689	0,701	0,029	0,017

Die vermiedenen versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen sind in Abbildung 5-3 bzw. Abbildung 5-4 auf der negativen x-Achse aufgetragen sowie in Tabelle

5-3 und Tabelle 5-4 aufgeführt. Die dargestellten Unterschiede in den Ergebnissen sind sowohl auf die unterschiedlich hohen Gutschriften für die Überschussgärreste als auch auf die spezifische Wärmegutschrift zurückzuführen. Allerdings ist die Wärmegutschrift die dominierende Größe mit einem Anteil von 88 - 93 % bzw. 69 - 79 % an den vermiedenen versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen. Folglich ist der Ergebnisunterschied der vermiedenen Emissionen von 0,09 g SO₂-Äqv. / kWh_{el.} bzw. 0,011 g PO₄³⁻-Äqv. / kWh_{el.} zwischen dem LK Göttingen und dem LK Celle maßgeblich auf die unterschiedliche Wärmegutschrift zurückzuführen (vgl. Tabelle 5-3 und Tabelle 5-4).

Die Nettoergebnisse der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen zeigen nur geringe Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten auf. Die versauernd bzw. eutrophierend wirkenden Emissionen variieren zwischen 3,55 g SO₂-Äqv. / kWh_{el.} bzw. 0,69 g PO₄³⁻-Äqv. / kWh_{el.} im LK Göttingen und 3,68 g SO₂-Äqv. / kWh_{el.} bzw. 0,72 g PO₄³⁻-Äqv. / kWh_{el.} im LK Celle. Dieser Ergebnisunterschied entspricht einer prozentualen Abweichung von jeweils 4 % für die versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen (vgl. Tabelle 5-3 und Tabelle 5-4).

5.2 Sensitivitätsszenarien

In den nachfolgenden Sensitivitätsszenarien werden verschiedene Parameter des Basisszenarios variiert bzw. ergänzt, um die Aussagekraft der Bilanzergebnisse zu bewerten. Die Auswahl dieser Parameter (vgl. Kapitel 3.2.2) basiert auf der im Basisszenario identifizierten Inputgröße (eingesetztes Substrat) sowie auf verschiedenen in der öffentlichen Diskussion stehenden Faktoren (indirekte Landnutzungsänderungen, Methanemissionen durch offene Gärrestlagerung und Biogaseinspeisung).

5.2.1 Sensitivitätsszenario: Substratinput

Innerhalb des Sensitivitätsszenarios Substratinput wird der dem Basisszenario zu Grunde gelegte Einsatz von 100 % Mais-GPS sowohl um weitere landkreisspezifische Biogaskulturen (Getreide-GPS, Getreide-Korn und Zuckerrübe) als auch um Wirtschaftsdünger (Rinder- und Schweinegülle) ergänzt. Dabei wird für den in Kapitel 3.3.3 definierten landkreisspezifischen Substratmix zwischen dem 100 %igen Energiepflanzenanbau und der zusätzlichen Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngern unterschieden (vgl. landkreisspezifische Substratzusammensetzung in Tabelle 3-15). Die Auswertung der Ergebnisse erfolgt exemplarisch an den Bewertungskategorien der Treibhausgasemissionen und der versauernd wirkenden Emissionen. Dafür werden die Sensitivitätsszenarien regionalspezifischer Substratinput ohne Gülle und regionalspezifischer Substratinput mit Gülle dem Basisszenario gegenübergestellt.

Treibhausgasemissionen

Die Ergebnisse der Klimagasbilanz (vgl. Abbildung 5-5) zeigen für den landkreisspezifischen Substratmix ohne den Einsatz von Gülle eine Zunahme der Klimagasemissionen im Vergleich zum Basisszenario. Diese Zunahme ist ausschließlich auf die Veränderung im zu Grunde gelegten Biogassubstrat zurückzuführen. In diesem Zusammen-

hang fällt der Anstieg der THG-Emissionen im LK Celle von 0,19 auf 0,20 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} am geringsten aus. Dagegen zeigt die Klimagasbilanz im LK Göttingen eine Zunahme von 0,08 auf 0,11 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}. Unter Berücksichtigung eines landkreisspezifischen Substratinputs reduziert sich somit der Ergebnisunterschied zwischen dem LK Celle und dem LK Göttingen von 0,11 auf 0,09 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}. Diese Entwicklung ist darauf zurückzuführen, dass die Bereitstellung von Triticale-GP im LK Göttingen eine schlechtere THG-Bilanz aufweist als die Bereitstellung von Roggen-GP im LK Celle (vgl. Kapitel 4.1 und Tabelle 3-15). Weiterhin zeigt Getreide-GP ein schlechteres Methanbildungspotential als Mais-GP (siehe Tabelle 3-16).

Der Einsatz von Getreidekorn, welches im Anbau deutlich mehr THG-Emissionen pro Tonne Frischmasse verursacht als die Getreideganzpflanzen sowie zu einem geringeren Biogasertrag pro Hektar führt, resultiert in einer weiteren Verschlechterung der Klimagasbilanz in den Landkreisen Göttingen und Hildesheim (vgl. auch Tabelle 5-5).

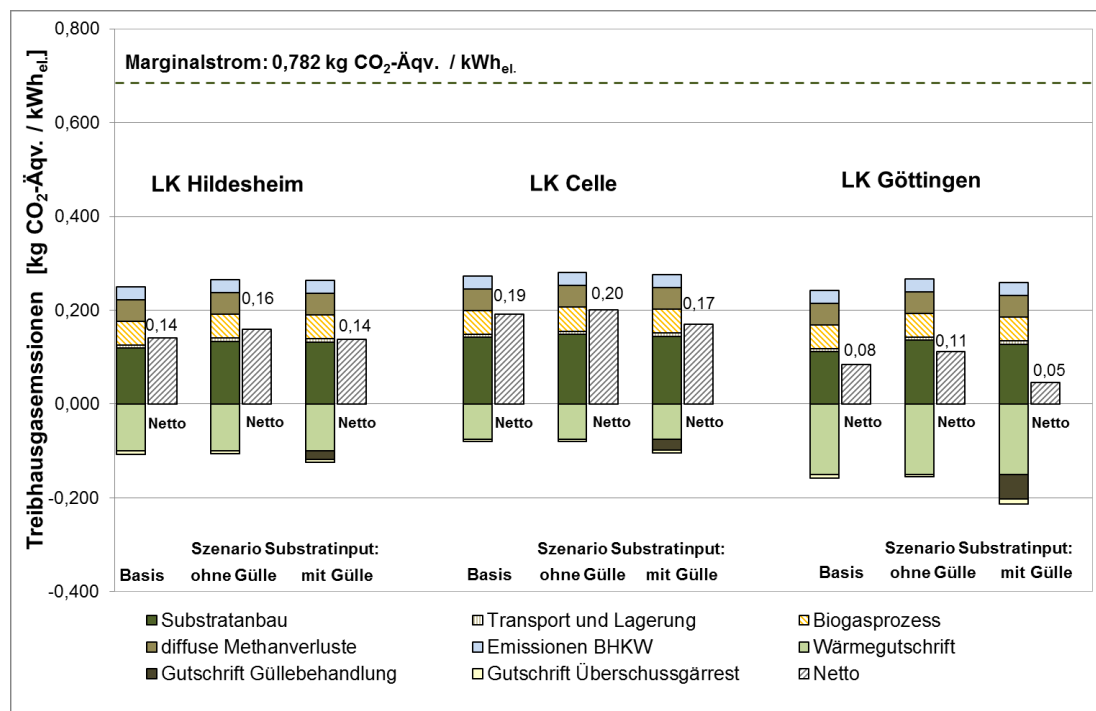


Abbildung 5-5: Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Substratinput

Im Szenario „Substratinput mit Gülle“ wird neben dem landkreisspezifischen Energiepflanzenmix auch die jeweilig verfügbare Wirtschaftsdüngermenge berücksichtigt. Dies führt zu einer Reduzierung der THG-Emissionen sowohl im Vergleich zum Szenario „Substratinput ohne Gülle“ für alle LKs als auch im Vergleich zum Basisszenario für die LKs Göttingen und Celle. Die Reduzierung der THG-Emissionen ist insbesondere auf die Gutschrift für die Güllebehandlung (gasdichte Lagerung) zurückzuführen (vgl. Tabelle 3-17 in Kapitel 3.3.3). Der durch den Gülleeinsatz leicht geringere Substratinput pro Kilowattstunde Strom hat nur einen geringen Einfluss auf die Ergebnisse der THG-Bilanz, wie auch aus Tabelle 5-5 hervorgeht.

Der Emissionsrückgang fällt im LK Göttingen am höchsten aus und liegt bei 0,06 bzw. 0,03 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}. Im LK Celle gehen die THG-Emissionen durch den Einsatz von Wirtschaftsdüngern im Vergleich zum Szenario „*Substratinput ohne Gülle*“ um 0,03 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} und im Vergleich zum Basisszenario um 0,02 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} zurück. Folglich führt der landkreisspezifische Einsatz von Wirtschaftsdüngern im Vergleich zum Basisszenario auch zu einer Vergrößerung der Ergebnisbandbreite zwischen dem LK Göttingen und dem LK Celle. Dies ist auf die im LK Göttingen identifizierte höhere zur Verfügung stehende Wirtschaftsdüngermenge zurückzuführen.

Tabelle 5-5: Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Substratinput

	Parameter	LK HI	LK CE	LK GÖ
		THG-Emissionen [kg CO ₂ -Äqv. / kWh _{el.}]		
<i>Basisszenario</i>	Substratanbau	0,12	0,14	0,11
	Transport und Lagerung	0,01	0,01	0,01
	Biogasprozess	0,05	0,05	0,05
	diffuse Methanverluste	0,05	0,05	0,05
	Emissionen BHKW	0,02	0,02	0,02
	Wärmegutschrift	-0,10	-0,07	-0,15
	Gutschrift Güllebehandlung	0,00	0,00	0,00
	Gutschrift Überschussgärrest	-0,01	-0,01	-0,01
	Gesamt	0,14	0,19	0,08
<i>Szenario Substratinput ohne Gülle</i>	Substratanbau	0,14	0,15	0,13
	Transport und Lagerung	0,01	0,01	0,01
	Biogasprozess	0,05	0,05	0,05
	Diffuse Methanverluste	0,05	0,05	0,05
	Emissionen BHKW	0,02	0,02	0,02
	Wärmegutschrift	-0,10	-0,07	-0,15
	Gutschrift Güllebehandlung	0,00	0,00	0,00
	Gutschrift Überschussgärrest	-0,01	-0,01	0,00
	Gesamt	0,16	0,20	0,11
<i>Szenario Substratinput mit Gülle</i>	Substratanbau	0,13	0,14	0,13
	Transport und Lagerung	0,01	0,01	0,01
	Biogasprozess	0,05	0,05	0,05
	Diffuse Methanverluste	0,05	0,05	0,05
	Emissionen BHKW	0,02	0,02	0,02
	Wärmegutschrift	-0,10	-0,07	-0,15
	Gutschrift Güllebehandlung	-0,02	-0,02	-0,05
	Gutschrift Überschussgärrest	-0,01	-0,01	-0,01
	Gesamt	0,14	0,17	0,05

Im LK Hildesheim dagegen bleiben die Nettoemissionen des Szenario „*Substratinput mit Wirtschaftsdünger*“ trotz Gutschrift für die Güllebehandlung im Vergleich zum Basisszenario unverändert. Folglich ist die Gutschrift für den Einsatz von Wirtschaftsdüngern im LK Hildesheim gerade so hoch, um die im Szenario Substratinput ohne Gülle identifizierten Mehremissionen durch die Verwendung von Getreide-GPS, Getreide-Korn und Zuckerrübe im Substratmix zu kompensieren. Dies verdeutlicht auch der Vergleich der Szenarien zum regionalspezifischen Substratinput. So verringern sich die THG-Emissionen durch den Einsatz von Wirtschaftsdüngern von 0,20 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} im Szenario „*Substratinput ohne Gülle*“ auf 0,16 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} im Szenario „*Substratinput mit Gülle*“ (vgl. Tabelle 5-5).

Versauernd wirkende Emissionen

Anders als bei der Klimagasbilanz wirkt sich die Berücksichtigung des jeweiligen landkreisspezifischen Substratmixes ohne Gülle in den LKs Hildesheim und Göttingen positiv auf die Bilanzergebnisse der versauernd wirkenden Emissionen aus. Hier ist im Vergleich zum Basisszenario ein geringer Anstieg der mit dem Substratanbau in Verbindung stehenden Bruttoemissionen bei gleichzeitigem Rückgang der Nettoemissionen zu beobachten (vgl. Tabelle 5-6). Der Anstieg der Bruttoemissionen des Substratanbaus resultiert aus den geringeren Hektarerträgen bei der Getreide-GPS sowie dem zusätzlich höheren Nährstoffbedarf beim Getreide-Korn. Das in den LKs Göttingen und Hildesheim eingesetzte Getreide-Korn besitzt jedoch eine deutlich höhere Abbaurate als Mais-GPS oder Getreide-GPS. Dadurch entsteht im Szenario „*Substratinput ohne Gülle*“ eine geringere Gärrestmenge, die einerseits zu einer geringeren Düngegutschrift und andererseits zu einer Reduzierung der mit der Ausbringung der Gärreste in Verbindung stehenden Ammoniakemissionen führt (vgl. Tabelle 5-6).

Da, wie aus Abbildung 5-6 hervorgeht, die Emissionen der Überschussgärreste einen wesentlich höheren Einfluss auf die Bilanzergebnisse der versauernd wirkenden Emissionen haben, führt der Rückgang dieser Emissionen auch zu geringeren versauernd wirkenden Nettoemissionen. So sinken die versauernd wirkenden Emissionen durch den Einsatz eines regionalspezifischen Substratinputs ohne Wirtschaftsdünger im LK Hildesheim von 3,62 auf 3,51 g SO₂-Äqv. / kWh_{el.} und im LK Göttingen von 3,55 auf 3,37 g SO₂-Äqv. / kWh_{el.}. Im LK Celle dagegen werden durch die Berücksichtigung des landkreisspezifischen Substratinputs in Form von Mais-GPS und Getreide-GPS etwas höhere versauernd wirkende Emissionen im Vergleich zum Basisszenario freigesetzt. Hier ist eine Zunahme der Nettoemissionen von 3,68 auf 3,70 g SO₂-Äqv. / kWh_{el.} zu beobachten. Diese Mehremission ist auf die höheren Aufwendungen in der Bereitstellung von Roggen-GPS zurückzuführen.

Zusammenfassend lässt sich aus den Ergebnissen des Szenarios „*Substratinput ohne Gülle*“ eine Vergrößerung des Ergebnisunterschiedes zwischen dem LK Celle und den LKs Göttingen und Hildesheim ableiten (vgl. auch Tabelle 5-6).

Das Szenario Substratinput mit Gülle zeigt in allen drei LKs eine Erhöhung der versauernd wirkenden Bruttoemissionen im Vergleich zu den anderen beiden Szenarien.

Tabelle 5-6: Versauernde Emissionen des Sensitivitätsszenarios Substratinput

	Parameter	LK HI	LK CE	LK GÖ
		Versauernde Emissionen [g SO ₂ -Äqv. / kWh _{el}]		
<i>Basisszenario</i>	Substratanbau	1,94	2,28	2,05
	Transport und Lagerung	0,06	0,06	0,06
	Biogasprozess	0,09	0,09	0,09
	Emissionen BHKW	0,63	0,63	0,63
	Emissionen Überschuss- gärest	1,03	0,71	0,90
	Wärmegutschrift	-0,12	-0,08	-0,17
	Gutschrift Güllebehandlung	0,00	0,00	0,00
	Gutschrift Überschussgärrest	-0,01	-0,01	-0,01
	Gesamt	3,62	3,68	3,55
<i>Szenario Substratinput ohne Gülle</i>	Substratanbau	2,13	2,47	2,29
	Transport und Lagerung	0,06	0,06	0,06
	Biogasprozess	0,09	0,09	0,09
	Emissionen BHKW	0,63	0,63	0,63
	Emissionen Überschuss- gärest	0,74	0,54	0,48
	Wärmegutschrift	-0,12	-0,08	-0,17
	Gutschrift Güllebehandlung	0,00	0,00	0,00
	Gutschrift Überschussgärrest	-0,01	-0,01	-0,01
	Gesamt	3,51	3,70	3,37
<i>Szenario Substratinput mit Gülle</i>	Substratanbau	2,09	2,40	2,13
	Transport und Lagerung	0,07	0,07	0,08
	Biogasprozess	0,09	0,09	0,09
	Emissionen BHKW	0,63	0,63	0,63
	Emissionen Überschuss- gärest	0,97	0,92	1,34
	Wärmegutschrift	-0,12	-0,08	-0,17
	Gutschrift Güllebehandlung	-0,26	-0,30	-0,65
	Gutschrift Überschussgärrest	-0,01	-0,01	-0,02
	Gesamt	3,46	3,72	3,43

Aus Tabelle 5-6 geht hervor, dass dieser Anstieg auf die Emissionen der Überschussgärreste zurückzuführen ist, da im Szenario „Substratinput mit Gülle“ mehr Überschussgärreste anfallen und ausgebracht werden müssen als in den anderen Szenarien. Weiterhin wird deutlich, dass bei einem regionalspezifischen Einsatz von Wirtschaftsdüngern im LK Göttingen die meisten Überschussgärreste anfallen und folglich die damit verbundenen Emissionen mit 1,34 g SO₂-Äqv. / kWh_{el} im LK Göttingen am

höchsten sind. Dies liegt daran, dass im LK Göttingen deutlich mehr Wirtschaftsdünger eingesetzt werden als in den anderen beiden Landkreisen, sodass im LK Göttingen auch eine größere Menge an Überschussgärresten entsteht und ausgebracht werden muss. In den LKs Hildesheim und Celle betragen die Emissionen der Überschussgärreste nur 0,97 bzw. 0,92 g SO₂-Äqv. / kWh_{el.}. Im Vergleich zum Szenario „*Substratinput ohne Gülle*“ ist durch den Einsatz von Gülle allerdings in allen drei Landkreisen ein starker Anstieg der Emissionen der Überschussgärreste zu beobachten (vgl. Tabelle 5-6).

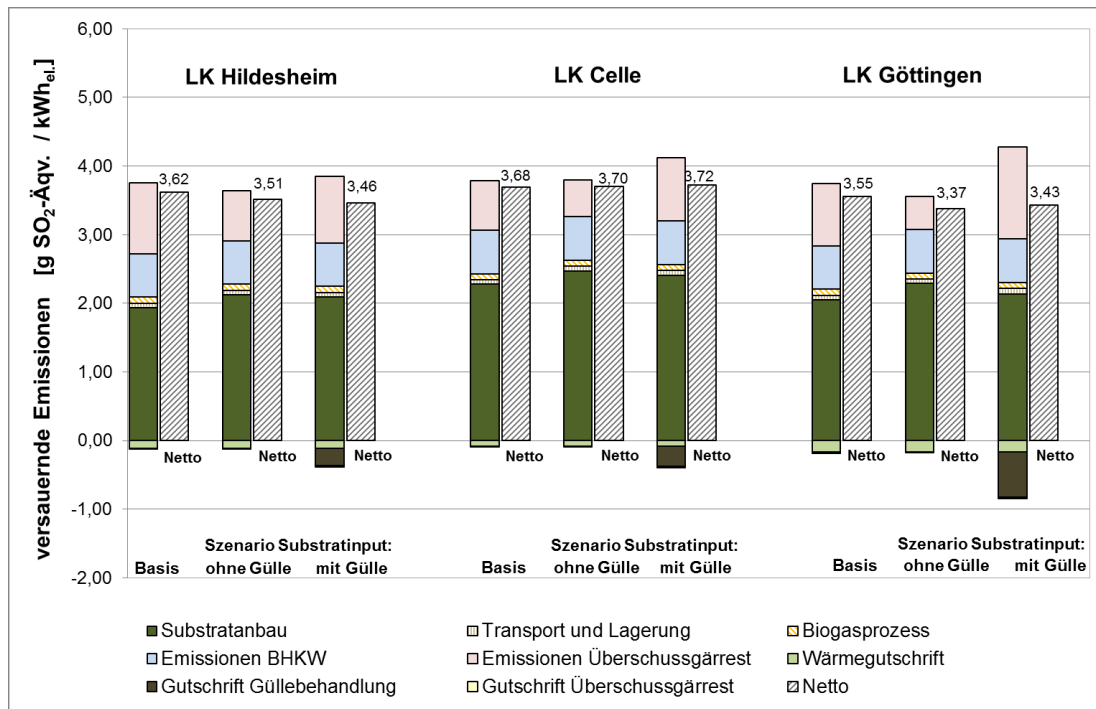


Abbildung 5-6: Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Substratinput

Durch die Güllebehandlung (gasdichte Lagerung) werden aber auch versauernd wirkende Emissionen in Form von Ammoniak eingespart. Diese Einsparung fällt im LK Göttingen mit 0,65 g SO₂-Äqv. / kWh_{el.} ebenfalls höher aus als in den LKs Hildesheim und Celle. Dort ist die Gutschrift für die Güllebehandlung mit 0,26 bzw. 0,30 g SO₂-Äqv. / kWh_{el.} nicht einmal halb so hoch. Bezogen auf die Nettoemissionen können die Gutschriften für die Güllebehandlung die erhöhten Gärrestemissionen jedoch nicht kompensieren. Das wird durch den Vergleich der beiden Szenarien „*Substratinput mit Gülle*“ und „*Substratinput ohne Gülle*“ deutlich. Hier ist in allen LKs ein Anstieg der Nettoemissionen zu beobachten. Folglich werden durch die Ausbringung der durch den Einsatz von Wirtschaftsdüngern zusätzlich anfallenden Gärreste mehr Emissionen erzeugt als durch die Güllebehandlung (gasdichte Lagerung) eingespart werden können. Somit ist die Reduzierung der versauernd wirkenden Emissionen im Szenario „*Substratinput mit Gülle*“ im Vergleich zum Basisszenario in den LKs Göttingen und Hildesheim auf 3,44 bzw. 3,54 g SO₂-Äqv. / kWh_{el.} ausschließlich auf die höhere Abbaurate des eingesetzten Getreide-GPS und Getreide-Korns und die damit in Verbindung stehende Reduzierung der Gärrestmenge zurückzuführen (vgl. Tabelle 5-6). Im LK Celle

ist sogar im Vergleich zum Basisszenario ein Anstieg der Nettoemissionen von 3,68 auf 3,71 g SO₂-Äqv. / kWh_{el.} zu beobachten. Somit zeigt die Verwendung von Wirtschaftsdüngern einen negativen Effekt auf die Bilanz der versauernd wirkenden Emissionen in allen drei Landkreisen

5.2.2 Sensitivitätsszenario: Indirekte Landnutzungsänderungen

Das Sensitivitätsszenario „iLUC“ wirkt sich ausschließlich auf die Bewertungskategorie der Treibhausgasemissionen aus. Die Ergebnisse dieses Szenarios sind im Vergleich zum Basisszenario in Abbildung 5-7 dargestellt.

Die Berücksichtigung der indirekten Landnutzungsänderungen erhöht die Treibhausgasbilanzen der drei Untersuchungsgebiete um das 2,5-fache im LK Hildesheim, das 2,3-fache im LK Celle sowie das 3,9-fache im LK Göttingen. Dieser starke Anstieg wird auch dadurch verdeutlicht, dass die indirekten Landnutzungsänderungen den größten Einfluss auf das Gesamtergebnis haben. Sie verursachen einen Anteil von 45 - 48 % der THG-Bruttoemissionen, während der Anbau und die Ernte der Mais-GP nur 24 - 28 % zu den Gesamtemissionen beitragen.

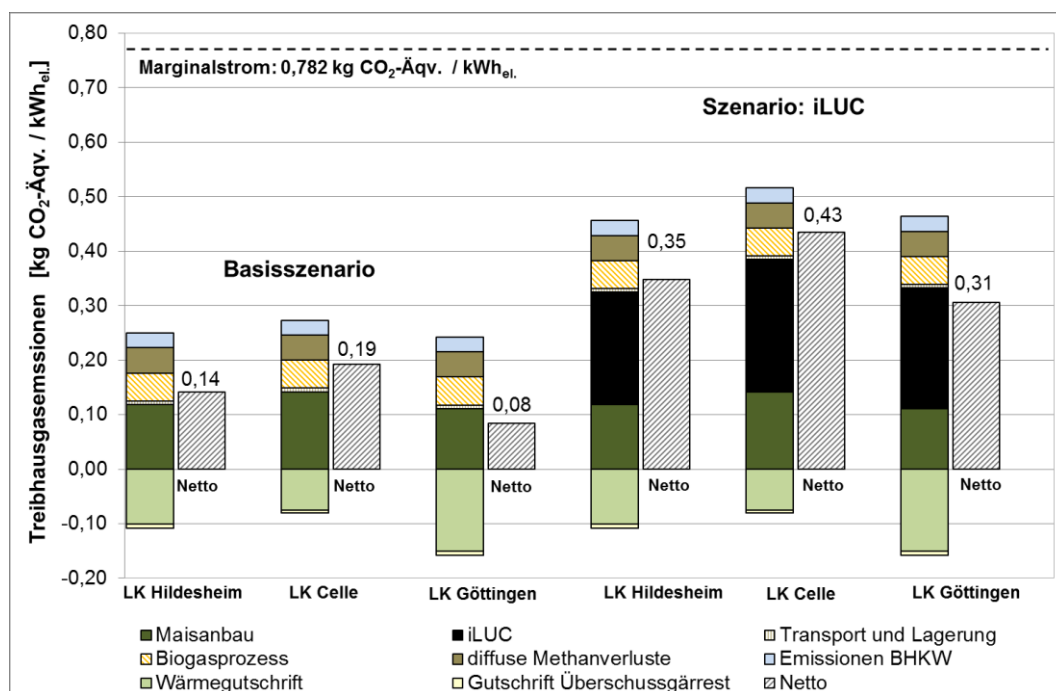


Abbildung 5-7: Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios indirekte Landnutzungsänderungen, verändert nach DRESSLER et al. (2012B)

Weiterhin zeigt das Szenario „iLUC“ eine Ergebnisbandbreite von 0,31 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} im LK Göttingen bis 0,43 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} im LK Celle. Somit steigt der absolute Ergebnisunterschied zwischen dem LK Celle und den LKs Göttingen und Hildesheim durch die Berücksichtigung von indirekten Landnutzungsänderungen weiter an. Die absolute Differenz zwischen dem LK Celle und dem LK Göttingen liegt hier bei 0,12 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}. Im Basisszenario liegt dieser bei 0,11 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}. Die Erhöhung des Ergebnisunterschiedes ist darauf zurückzuführen, dass sich die Be-

rücksichtigung indirekter Landnutzungsänderungen trotz des einheitlichen iLUC-Faktors von 3,5 t CO₂-Äqv. / ha unterschiedlich auf die einzelnen Landkreise auswirkt. Dies liegt an den geringeren Maiserträgen im LK Celle im Vergleich zu den anderen Landkreisen und damit an dem höheren Flächenbedarf, der für den Anbau der erforderlichen Mais-GP zur Erzeugung von 1 kWh_{el.} erforderlich ist. Der regionale bzw. standortspezifische Faktor, der sich am stärksten auf die Ergebnisbandbreite auswirkt, bleibt allerdings die Wärmenutzung.

5.2.3 Sensitivitätsszenario: offene Gärrestlagerung

Das Sensitivitätsszenario „*offene Gärrestlagerung*“ basiert auf der in Kapitel 3.3.3 dargestellten Stoffstromerhebung zur anteilig offenen Gärrestlagerung. So wird für die Untersuchungsgebiete folgende anteilig offene bzw. geschlossene, aber nicht gasdichte Gärrestlagerung ermittelt, bei der eine durchschnittliche Methanfreisetzung von 3,49 % der produzierten Methanmenge nach LIEBETRAU et al. (2011) berücksichtigt wird:

- LK Celler 59 %
- LK Göttingen 57 %
- LK Hildesheim 56 %

Da im Szenario „*offene Gärrestlagerung*“ nur Methanemissionen berücksichtigt werden, wirkt sich dieses Szenario ebenfalls nur auf die Bewertungskategorie der Treibhausgasemissionen aus. Die Ergebnisse dieses Szenarios sind in Abbildung 5-8 dem Basisszenario gegenübergestellt.

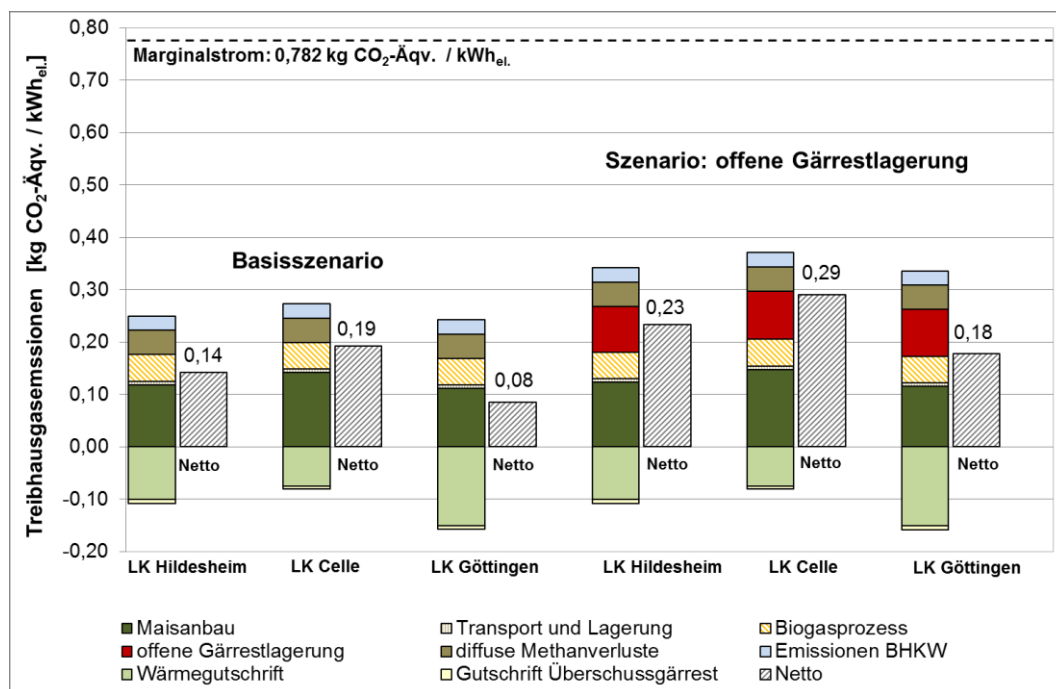


Abbildung 5-8: Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Gärrestlagerung im Vergleich zum Basisszenario der Biogasproduktion und -verstromung, verändert nach DRESSLER et al. (2012b)

Der Vergleich der beiden Szenarien zeigt, dass die Klimagasemissionen durch die Berücksichtigung der offenen Gärrestlagerung um 0,09 - 0,10 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} auf insgesamt 0,18 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} für den LK Göttingen, 0,29 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} für den LK Celle sowie 0,23 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} für den LK Hildesheim ansteigen.

Da im LK Celle mit 59 % eine höhere anteilig offene Gärrestlagerung vorliegt als in den LKs Hildesheim und Göttingen, erhöht sich im Szenario „*offene Gärrestlagerung*“ nicht nur die Gesamtemission für die einzelnen Landkreise, sondern auch die Bandbreite in den Ergebnissen untereinander. Während der Ergebnisunterschied zwischen dem LK Celle und dem LK Göttingen bei 0,11 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} liegt, variieren die Ergebnisse im Szenario „*offene Gärrestlagerung*“ um 0,12 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}.

Die Hauptemissionsquellen bleiben auch unter Berücksichtigung der offenen Gärrestlagerung der Anbau und die Ernte der erforderlichen Maissilage mit 34 - 49 % an den THG-Bruttoemissionen. Die offene Gärrestlagerung stellt mit einem Anteil von 25 - 27 % nur den zweitgrößten Parameter. Die Wärmegutschrift bleibt für die Bewertungskategorie der THG-Emissionen auch unter Berücksichtigung der offenen Gärrestlagerung der Faktor, der die Ergebnisbandbreite zwischen den Untersuchungsgebieten am meisten beeinflusst.

5.2.4 Sensitivitätsszenario: Gaseinspeisung

Das Sensitivitätsszenario „*Gaseinspeisung*“ beschreibt die Nutzungsalternative der Biogasaufbereitung, -einspeisung und Verstromung des Biomethans in einem zentral gelegenen BHKW bei 100 % Wärmenutzung. Die der Bilanz zu Grunde gelegten Parameter für die Aufbereitung mittels Druckwasserwäsche sowie weitere vom Basisszenario abweichende Parameter sind sowohl in der Beschreibung des Szenarios (vgl. Kapitel 3.2.2) als auch in der Stoffstromanalyse der Biogasgewinnung und -verstromung (vgl. Kapitel 3.3.3) beschrieben. Die Ergebnisse dieses Sensitivitätsszenarios werden nachfolgend für die Bewertungskategorien der Treibhausgasemissionen und der versauernd wirkenden Emissionen den jeweiligen Ergebnissen des Basisszenarios gegenübergestellt.

Treibhausgasemissionen

In Abbildung 5-9 sind die THG-Emissionen des Sensitivitätsszenarios „*Gaseinspeisung*“ im Vergleich zum Basisszenario dargestellt. Hier wird deutlich, dass die Bruttoemissionen des Szenarios „*Gaseinspeisung*“ deutlich über denen des Basisszenarios der Biogasgewinnung und -verstromung liegen. Während im Basisszenario 0,24 - 0,27 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} freigesetzt werden, entstehen bei der Aufbereitung, Einspeisung und zentralen Verstromung von Biogas 0,40 - 0,43 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}.

Der Ergebnisunterschied in den Bruttoemissionen zwischen dem LK Göttingen und dem LK Celle von 0,03 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} bleibt auch im Szenario „*Gaseinspeisung*“ bestehen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Bilanzierung der Gasaufbereitung mittels Druckwasserwäsche, der Verdichtung und Einspeisung ins Erdgasnetz sowie der Verstromung im BHKW für alle Untersuchungsgebiete auf denselben Kenngrößen

basiert. Dagegen zeigt die Betrachtung der Nettoemissionen, dass sich der Ergebnisunterschied im Szenario „Gaseinspeisung“ reduziert. Während im Basisszenario die Nettoemissionen zwischen 0,08 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} für den LK Göttingen und 0,19 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} für den LK Celle liegen, variieren die Ergebnisse des Sensitivitätsszenarios zwischen 0,09 und 0,13 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}. Damit reduziert sich der Ergebnisunterschied vom Basisszenario zum Szenario „Gaseinspeisung“ um fast zwei Drittel, von 0,11 auf 0,04 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}. Grund dieser Ergebnisangleichung ist die gleiche Wärmenutzungsrate von 100 %, die dem Sensitivitätsszenario im Vergleich zum Basisszenario zu Grunde gelegt ist. Somit fallen auch die Gutschriften für alle drei Landkreise gleich hoch aus, sodass sich der Ergebnisunterschied hier nur noch aus den Unterschieden im Substratanbau und aus der leicht variablen Düngegutschrift für die überschüssige Gärrestmenge zusammensetzt.

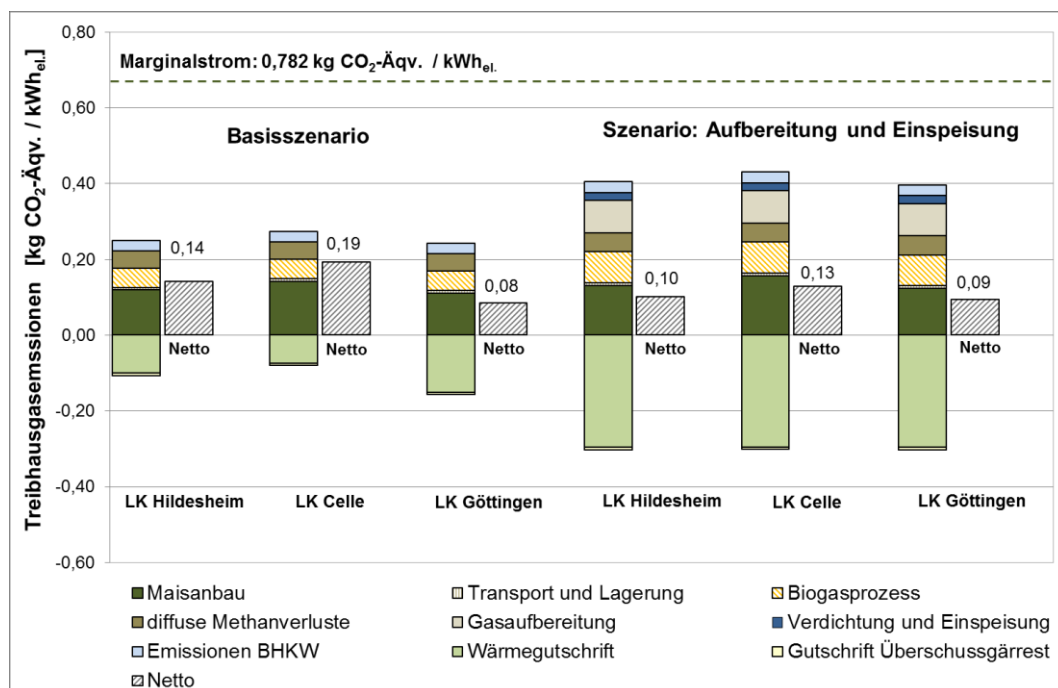


Abbildung 5-9: Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Biogaseinspeisung

Stellt man die Ergebnisse des Basisszenarios denen der Biogasaufbereitung, -einspeisung und -verstromung in einem zentralen BHKW gegenüber, so zeigt sich ein differenziertes Bild (vgl. Abbildung 5-9). In den LKs Hildesheim und Celle kann durch die Aufbereitung, Einspeisung und zentrale Verstromung des Biogases eine Verbesserung der Klimagasbilanz erreicht werden. Im LK Göttingen dagegen werden im Szenario „Gaseinspeisung“ marginal mehr THG-Emissionen erzeugt als im Basisszenario. Anders als in den LKs Hildesheim und Celle hat die höhere Wärmenutzungsrate bei zentraler Verstromung des Biogases nach Aufbereitung und Einspeisung im LK Göttingen keine Vorteile im Vergleich zur dezentralen Verstromung. Im LK Göttingen ist die Wärmenutzungsrate bei der dezentralen Verstromung mit 60 % der Überschusswärme bereits so hoch, dass die energieintensive Gasaufbereitung und -einspeisung keine Vorteile zeigt.

Versauernd wirkende Emissionen

Die Ergebnisse der versauernd wirkenden Emissionen sind für das Sensitivitätsszenario der Biogaseinspeisung in Abbildung 5-10 den Ergebnissen des Basisszenarios gegenübergestellt. Im Vergleich zu den Ergebnissen der Klimagasbilanz ist hier nicht nur eine Zunahme der Bruttoemissionen, sondern auch der Nettoemissionen zu beobachten. Während die Nettoemissionen im Basisszenario bei 3,55 - 3,67 g SO₂-Äqv. / kWh_{el} liegen, steigen sie im Szenario „Aufbereitung und Einspeisung“ auf 4,02 - 4,05 g SO₂-Äqv. / kWh_{el} an. Analog zur Klimagasbilanz ist auch hier eine Reduzierung des Ergebnisunterschieds zu beobachten, die darauf zurückzuführen ist, dass im Basisszenario die landkreisspezifische Wärmegutschrift als Hauptfaktor der Ergebnisbandbreite identifiziert wurde (vgl. Kapitel 5.1).

Im Sensitivitätsszenario Biogaseinspeisung ist die Wärmegutschrift für alle Landkreise mit 100 % gleich groß und zieht damit keinen Unterschied in den Ergebnissen der versauernd wirkenden Emissionen nach sich. Der Ergebnisunterschied von 0,03 g SO₂-Äqv. / kWh_{el} ist für das Szenario „Aufbereitung und Einspeisung“ folglich auf unterschiedlichen Biomasseertrag und Nährstoffbedarf sowie auf die im LK Celle erforderliche Feldberegnung zurückzuführen. Diese Einflussgrößen haben jedoch nur einen geringen Anteil an den Ergebnissen der versauernd wirkenden Emissionen.

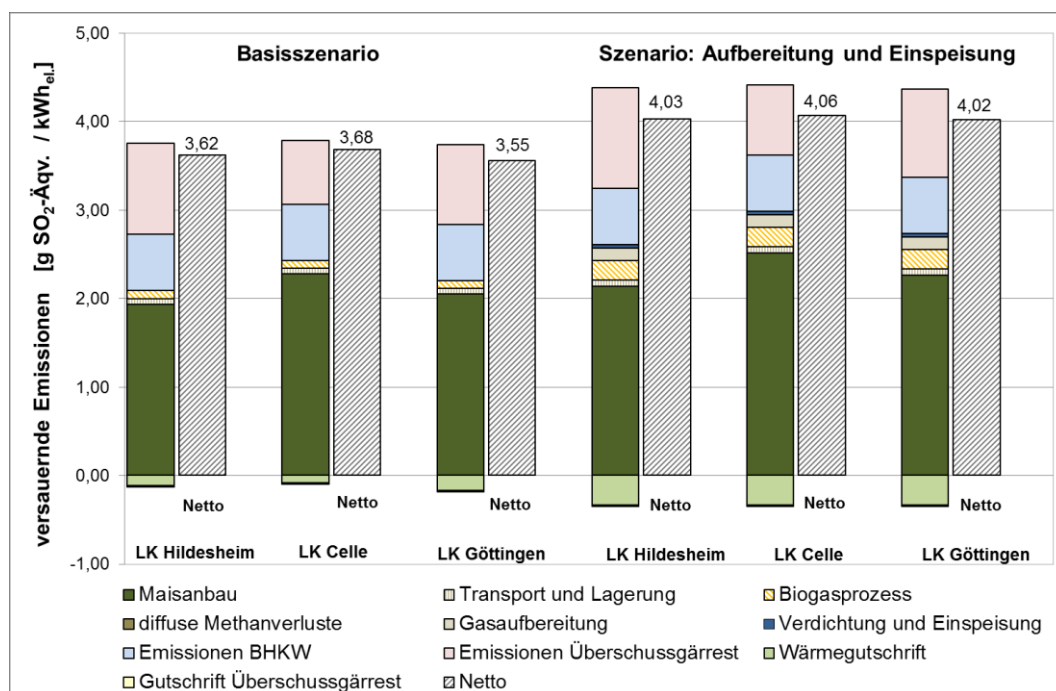


Abbildung 5-10: Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Biogaseinspeisung

Die Gegenüberstellung der Ergebnisse des Basisszenarios mit denen des Sensitivitätsszenarios der Biogasaufbereitung zeigt, dass durch die Aufbereitung und Einspeisung in allen drei Landkreisen mehr versauernd wirkende Emissionen erzeugt werden als bei einer Direktverstromung gemäß Basisszenario. Folglich können in der Bewertungskategorie der versauernd wirkenden Emissionen in keinem der Untersuchungs-

gebiete die Aufwendungen der Gasaufbereitung und Einspeisung durch die höhere Wärmegutschrift kompensiert werden.

5.3 Diskussion und Schlussfolgerungen zu Kapitel 5

In der nachfolgenden Diskussion werden die Ergebnisse des Basisszenarios und der Sensitivitätsszenarien bewertet. Zu diesem Zweck wird die Methodik der Gutschrift für die Wärmenutzung, die sowohl im Basisszenario als auch in den Sensitivitätsszenarien als wesentliche Einflussgröße identifiziert werden konnte, in einer Sensitivitätsanalyse näher betrachtet. Weiterhin werden alle Sensitivitätsszenarien den Ergebnissen des Basisszenarios zusammenfassend gegenübergestellt. Abschließend erfolgen eine Diskussion der Berücksichtigung direkter und indirekter Landnutzungsänderungen und deren Einfluss auf die regionalspezifischen Bilanzergebnisse.

5.3.1 Allokation der Überschusswärme

Die Ergebnisse des Basisszenarios und der Sensitivitätsszenarien zeigen, dass die Wärmegutschrift einen großen Einfluss auf die regionalspezifischen Bilanzergebnisse der Treibhausgasemissionen und des Primärenergieaufwands hat. Aufgrund der unterschiedlichen Wärmenutzungsraten in den Untersuchungsgebieten stellt die Wärmenutzung für diese beiden Bewertungskategorien somit eine wichtige regionale bzw. standortbedingte Kenngröße dar. Bei der Bewertung der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen spielt sie dagegen eine eher untergeordnete Rolle.

Mit der nachfolgenden Sensitivitätsbetrachtung soll der Einfluss der Wärmegutschrift in Abhängigkeit von dem ausgewählten Allokationsverfahren identifiziert werden. Wie in Kapitel 3.1.5 beschrieben, werden in den Bilanzen der vorliegenden Arbeit die auftretenden Koppelprodukte mit Hilfe von Gutschriften berücksichtigt. Dazu werden dem jeweiligen Untersuchungssystem die Umweltlasten gutgeschrieben, die bei der Erzeugung der jeweiligen Wärmemenge des substituierten Äquivalenzprozesses (hier Marginalwärme aus Heizöl und Erdgas, vgl. Kapitel 3.1.6) entstehen. Dem gegenüber wird nun die Allokation der Ergebnisse nach Energie gestellt. Hierbei werden alle Emissionen und energetischen Aufwendungen zwischen den beiden Produkten Strom und Wärme unter Berücksichtigung des Energiegehaltes aufgeteilt. Dazu wird ebenfalls nur die Wärmemenge berücksichtigt, die in dem jeweiligen Untersuchungsgebiet einer externen Nutzung zugeführt werden kann (Überschusswärme, vgl. auch Kapitel 3.3.4). Die Ergebnisse dieser Sensitivitätsanalyse sind für alle betrachteten Bewertungskategorien in Abbildung 5-11 zusammenfassend dargestellt.

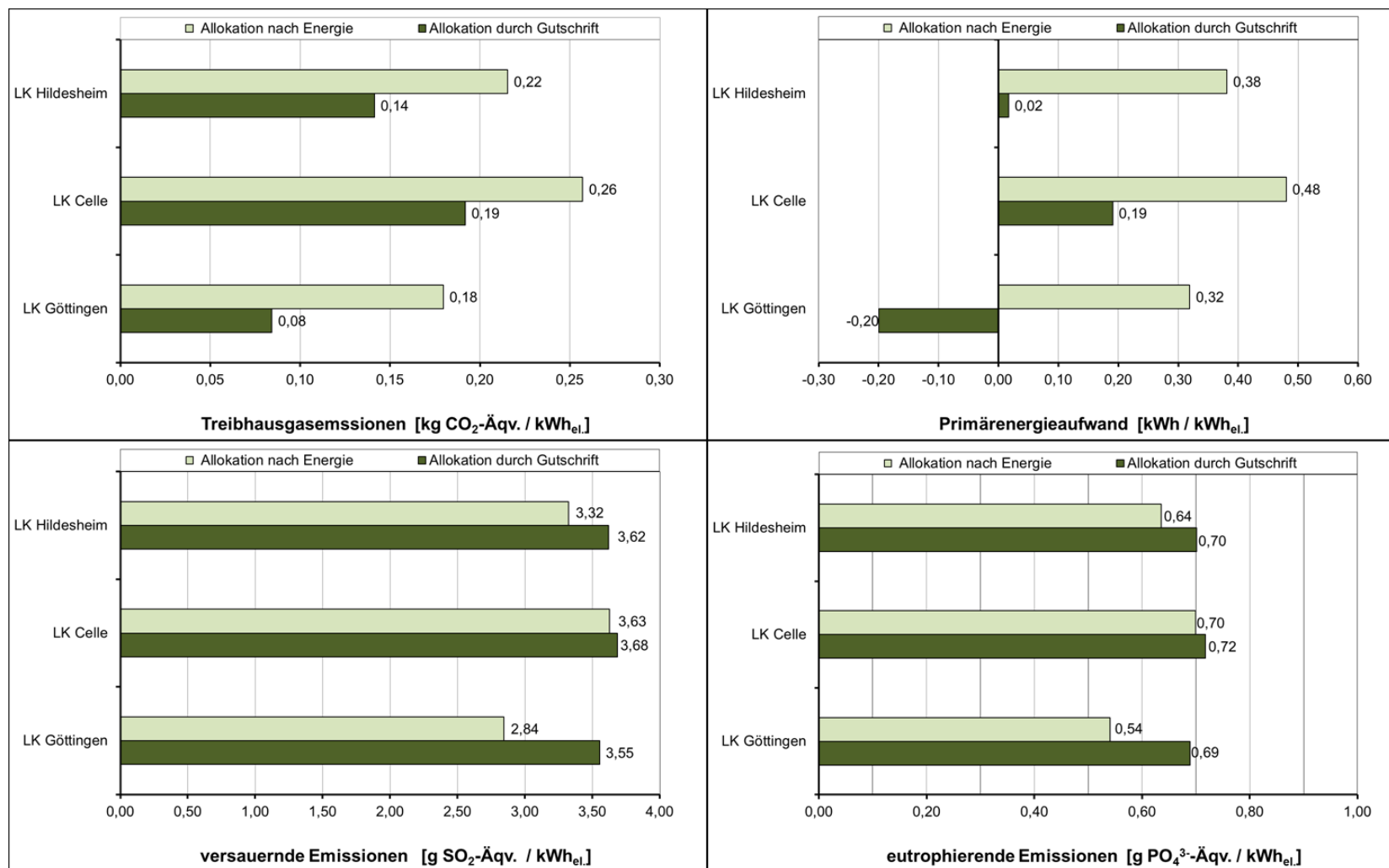


Abbildung 5-11: Bilanzergebnisse der Sensitivitätsanalyse „Allokation der Überschusswärme“ für die Biogaserzeugung und -verstromung, verändert nach DRESSLER et al. (2012A)

Für die Bewertungskategorien Treibhausgasemissionen und Primärenergieaufwand geht aus der grafischen Ergebnisdarstellung in Abbildung 5-11 hervor, dass die Allokation durch Gutschriften-Methode zu besseren Nettoergebnissen führt als die Allokation nach Energiegehalt. Für die Untersuchungsgebiete variieren die THG-Emissionen der Biogasgewinnung und -verstromung im BHKW unter Berücksichtigung der Allokation durch Gutschriften-Methode zwischen 0,08 und 0,19 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}. Unter Berücksichtigung der Allokation nach Energiegehalt erhöhen sich die THG-Emissionen auf 0,18 – 0,26 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}. Gleichzeitig reduziert sich der Unterschied in den Ergebnissen zwischen dem LK Göttingen und dem LK Celle von 0,11 auf 0,08 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}. Dieser Effekt ist auf die Gutschrift des Referenzsystems (Bereitstellung von Marginalwärme aus Erdgas und Heizöl, vgl. Kapitel 3.1.6) und die damit verbundenen hohen THG-Emissionen bzw. den damit verbundenen hohen Primärenergieaufwand zurückzuführen. In der Bewertungskategorie des Primärenergieaufwands führt die Allokation der Gutschriften-Methode aufgrund der hohen Gutschriften für die Wärme im LK Göttingen mit -0,20 kWh_{el.} sogar zu einem negativen Ergebnis. Im LK Celle erreicht der kumulierte Primärenergieaufwand 0,18 kWh / kWh_{el.}. Die Ergebnisse bei Allokation nach Energiegehalt sind mehr als doppelt so hoch und mit 0,32 - 0,47 kWh / kWh_{el.} durchweg positiv. Weiterhin zeigen die Ergebnisse der primärenergetischen Bewertung bei Allokation nach Energiegehalt im Vergleich zur Allokation durch Gutschriften-Methode eine Reduktion des Ergebnisunterschiedes. Bei Allokation durch Gutschriften-Methode liegt die Ergebnisdifferenz zwischen dem LK Göttingen und dem LK Celle bei 0,38 kWh / kWh_{el.}. Diese Ergebnisbandbreite reduziert sich bei Allokation nach Energiegehalt auf 0,15 kWh / kWh_{el.}.

Die Betrachtung der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen zeigt ein gegensätzliches Bild (vgl. Abbildung 5-11). Hier führt die Allokation nach Energiegehalt zu deutlich besseren Bilanzergebnissen als die Allokation durch Gutschriften-Methode. Außerdem ist bei der Allokation nach Energiegehalt eine Vergrößerung des Ergebnisunterschiedes zu beobachten. Während bei der Gutschriften-Methode die Ergebnisbandbreiten der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen lediglich zwischen 3,55 - 3,67 kg SO₂-Äqv. / kWh_{el.} bzw. 0,69 - 0,72 kg PO₄³⁻-Äqv. / kWh_{el.} liegen, führt die Allokation nach Energiegehalt mit 2,84 - 3,61 kg SO₂-Äqv. / kWh_{el.} bzw. 0,54 - 0,70 kg PO₄³⁻-Äqv. / kWh_{el.} zu deutlich größeren Ergebnisunterschieden. Folglich beeinflusst die Art des Allokationsverfahrens nicht nur die Absolutergebnisse der energetischen und ökologischen Bewertung von Biogas, sondern auch die regionalen Unterschiede in den Ergebnissen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass sich die Gutschrift für die substituierte Wärme bei Allokation durch Gutschriften-Methode unterschiedlich auf die betrachteten Bewertungskategorien auswirkt. Während die Allokation durch Gutschriften-Methode sich maßgeblich auf die Bewertungskategorien Treibhausgasemissionen und Primärenergieaufwand auswirkt, werden die Ergebnisse der versauernd wirkenden Emissionen durch die Gutschrift des Referenzsystems kaum beeinflusst. Die Allokation nach Energiegehalt dagegen wirkt sich auf die verschiedenen Bewertungskategorien gleichermaßen aus. Eine Übervorteilung einzelner Umwelteffek-

te wie die der Treibhausgasemissionen oder die des kumulierten Energieaufwandes erfolgt hierbei nicht.

5.3.2 Gegenüberstellung der Untersuchungsszenarien

Die in Kapitel 5.2 erörterten Sensitivitätsszenarien zeigen einen unterschiedlichen Einfluss auf die Bilanzergebnisse des Basisszenarios. Während sich die Szenarien „*Substratinput*“ und „*Gaseinspeisung*“ auf alle vier der betrachteten Bewertungskategorien auswirken, führen die in den Szenarien „*iLUC*“ und „*offene Gärrestlagerung*“ variierten Parameter nur zu Veränderungen in der Klimagasbilanz. Dies ist darauf zurückzuführen, dass im Szenario „*iLUC*“ ausschließlich die Freisetzung des im Boden gespeicherten Kohlenstoffs in Form von CO₂-Emissionen betrachtet wird und sich das Szenario „*offene Gärrestlagerung*“ mit der Freisetzung der Methanemissionen während des Lagerungsprozesses befasst. Einen Einfluss auf die Bewertungskategorien des Primärenergieaufwandes sowie der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen haben diese beiden Sensitivitätsszenarien somit nicht. Dies verdeutlicht auch die grafische Ergebnisgegenüberstellung der Untersuchungsszenarien, die exemplarisch für die Bewertungskategorien Treibhausgasemissionen und Versauerung in den nachfolgenden Abbildungen 5-12 bis 5-15 für die LKs Göttingen und Celle dargestellt ist. Auf eine Auswertung der Sensitivitätsszenarien für den LK Hildesheim wird an dieser Stelle verzichtet, da sich die Ergebnisse nur unwesentlich von denen des LK Göttingen unterscheiden.

Aus der Klimagasbilanz der Sensitivitätsszenarien des LK Göttingen geht hervor, dass das Szenario „*iLUC*“ die größten Abweichungen im Vergleich zum jeweiligen Basisszenario aufzeigt. Dabei ist die Klimagasbilanz bei der Berücksichtigung indirekter Landnutzungsänderungen im LK Göttingen um das 3,6-fache höher als die des Basisszenarios. Im LK Celle werden bei der Biogasgewinnung und -verstromung mit *iLUC* 2,3-mal mehr THG-Emissionen erzeugt. Absolut gesehen steigen die Klimagase im LK Celle von 0,19 auf 0,43 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} an. Unterstellt man dem LK Celle aufgrund des vermehrten Energiepflanzenanbaus für die Biogasproduktion indirekte Landnutzungsänderungen und stellt dieses Ergebnis den Basisszenarien der LKs Göttingen und Hildesheim gegenüber, erhöht sich die Ergebnisbandbreite zwischen den Landkreisen auf 0,35 bzw. auf 0,29 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} (vgl. Abbildung 5-13). Dieser Ergebnisunterschied ist jedoch kritisch zu hinterfragen. Es kann keine wissenschaftlich fundierte Aussage darüber getroffen werden, ob die höhere Anzahl an Biogasanlagen und der damit verbundene erhöhte Anbau an Energiepflanzen im LK Celle zu einer Verschiebung des Anbaus von Marktfrüchten und damit zu indirekten Landnutzungsänderungen führt. Weiterhin kann nicht ausgeschlossen werden, dass diese Effekte in den LKs Göttingen und Hildesheim nicht auftreten, da dort neben dem Anbau von Biogaskulturen auch Raps zur Biodieselproduktion angebaut wird (vgl. Tabelle 3-1). Darüber hinaus müssen die Modelle zur Bewertung indirekter Landnutzungsänderungen und deren Berücksichtigung in Klimagasbilanzen diskutiert und hinterfragt werden (vgl. Kapitel 5.3.3).

Wie aus Abbildung 5-12 und Abbildung 5-13 hervorgeht führt das Sensitivitätsszenario „offene Gärrestlagerung“ zur nächst größten Abweichung im Vergleich zu den Ergebnissen der Klimagasbilanz der Basisszenarien. Im LK Göttingen werden bei der Betrachtung einer offenen Gärrestlagerung 2,1-mal mehr THG-Emissionen erzeugt als im Basisszenario. Im LK Celle ist die Klimagasbilanz um das 1,5-fache höher (siehe auch Tabelle 5-7).

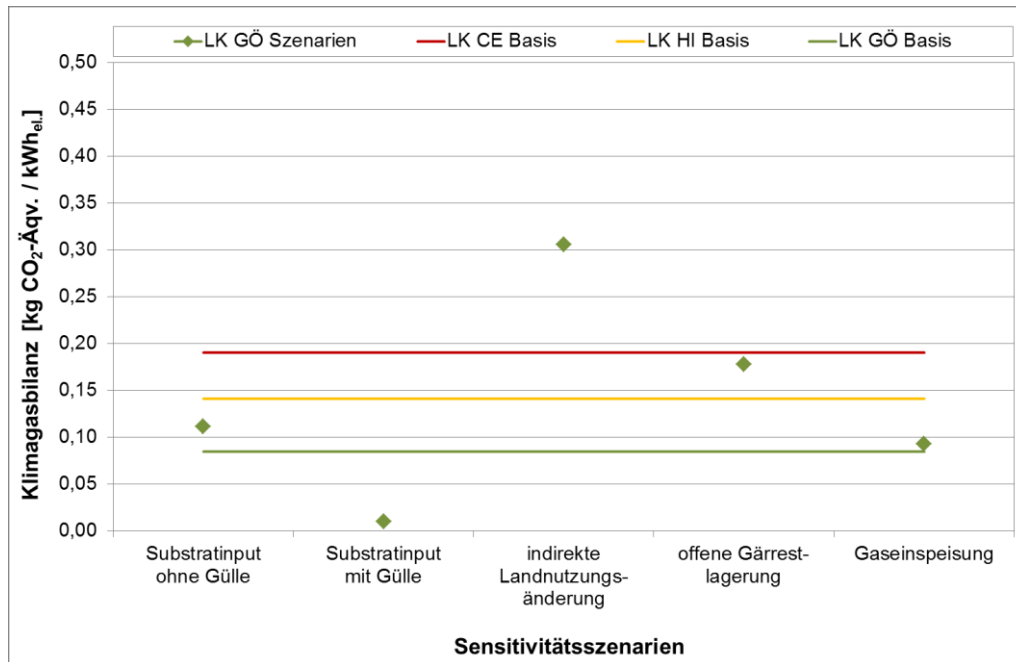


Abbildung 5-12 : Gegenüberstellung der Klimagasbilanzen der Sensitivitätsszenarien des LK Göttingen im Vergleich zu denen der Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete

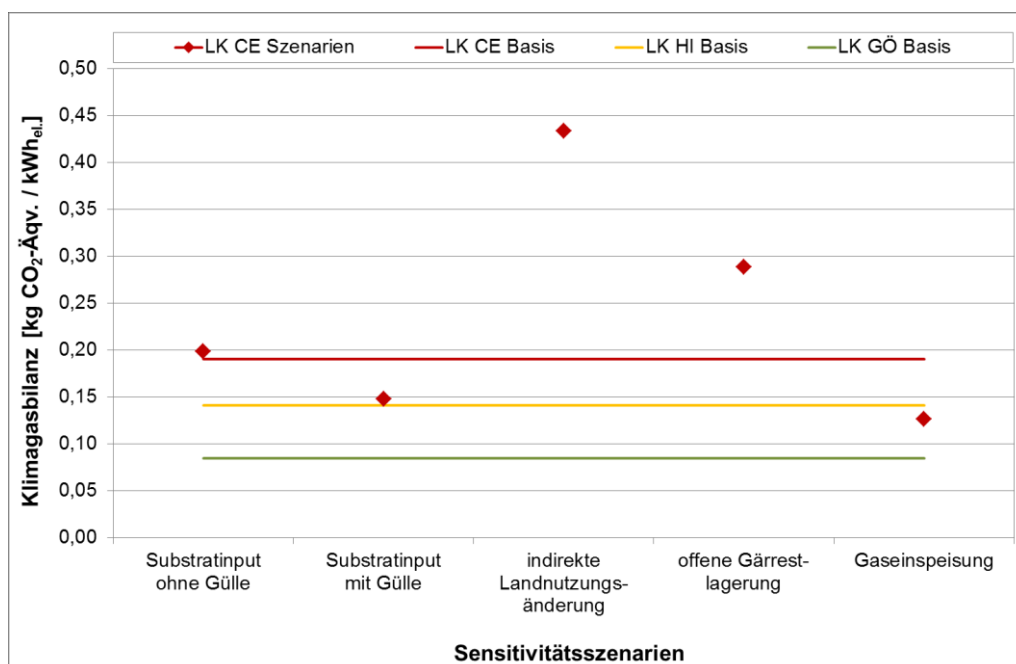


Abbildung 5-13: Gegenüberstellung der Klimagasbilanzen der Sensitivitätsszenarien des LK Celle im Vergleich zu denen der Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete

Unterschiedliche Auswirkungen auf die Ergebnisse der Klimagasbilanz zeigt das Szenario „Gaseinspeisung“. Während im LK Göttingen die Aufbereitung und Einspeisung des Biogases im Vergleich zum Basisszenario zu höheren THG-Emissionen führt, sinken die THG-Emissionen im LK Celle. Im LK Göttingen ist die direkte Nutzung des Biogases aufgrund der vorhandenen Wärmekonzepte mit hohen Wärmenutzungsgraten von durchschnittlichen 60 % einer Aufbereitung und Einspeisung vorzuziehen (vgl. Abbildung 5-12). Grund dafür ist, dass die energetischen Aufwendungen, die mit der Aufbereitung und Einspeisung verbunden sind, höher sind als der Vorteil der 100 % Wärmenutzung bei einer zentralen Verstromung. Im LK Celle kann durch Gasaufbereitung und zentraler Verstromung des Biogases die Klimagasbilanz aufgrund der deutlich höheren Wärmenutzungsrate verbessert werden und erreicht ein niedrigeres Ergebnis als die dezentrale Verstromung (Basisszenario) im LK Hildesheim. Eine Angleichung an die THG-Bilanz des LK Göttingen kann jedoch nicht erreicht werden (vgl. Abbildung 5-13 sowie Tabelle 5-7).

Tabelle 5-7: Gegenüberstellung der Klimagasbilanzen der Sensitivitätsszenarien

THG-Emissionen kg CO ₂ -Äqv. / kWh _{el.}	LK GÖ			LK CE			LK HI
		Δ LK CE (Basis)	Δ LK HI (Basis)		Δ LK GÖ (Basis)	Δ LK HI (Basis)	
Basisszenario	0,08	-0,11	-0,06	0,19	0,11	0,05	0,14
Substrat ohne Gülle	0,11	-0,09	-0,03	0,20	0,12	0,06	
Substrat mit Gülle	0,05	-0,12	-0,09	0,17	0,09	0,03	
iLUC	0,31	-0,12	0,17	0,43	0,35	0,29	
offene Gärrestlagerung	0,18	-0,11	0,04	0,29	0,21	0,15	
Gaseinspeisung	0,09	-0,04	0,05	0,13	0,05	-0,01	

Tabelle 5-8: Gegenüberstellung der versauernd wirkenden Emissionen der Sensitivitätsszenarien

versauernde Emissionen g SO ₂ -Äqv. / kWh _{el.}	LK GÖ			LK CE			LK HI
		Δ LK CE (Basis)	Δ LK HI (Basis)		Δ LK GÖ (Basis)	Δ LK HI (Basis)	
Basisszenario	3,55	-0,13	-0,07	3,68	0,13	0,06	3,62
Substrat ohne Gülle	3,37	-0,31	-0,25	3,70	0,15	0,08	
Substrat mit Gülle	3,43	-0,25	-0,19	3,72	0,17	0,10	
Gaseinspeisung	4,02	0,34	0,40	4,06	0,51	0,44	

Diese differenzierte Ergebnisaussage trifft für die versauernd wirkenden Emissionen allerdings nicht zu. Hier führt die Gasaufbereitung sowohl im LK Göttingen (vgl. Abbildung 5-14) als auch im LK Celle (vgl. Abbildung 5-15) zu einer Erhöhung der Emissionen im Vergleich zu den Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete. Die Gegenüberstellung der THG-Bilanz für die Gasaufbereitung, -einspeisung und zentrale Verstromung im LK Celle und der dezentralen Nutzung von Biogas im LK Göttingen zeigt eine Vergrößerung des Ergebnisunterschiedes. Während die Basisszenarien eine Differenz in den Ergebnissen von 0,13 g SO₂-Äqv. / kWh_{el.} zu Ungunsten des LK Celle aufwei-

sen, erhöht sich diese bei einer Gasaufbereitung, -einspeisung und zentralen Verstromung im LK Celle auf 0,44 g SO₂-Äqv. / kWh_{el.}.



Abbildung 5-14: Gegenüberstellung der versauernd wirkenden Emissionen der Sensitivitätsszenarien des LK Göttingen im Vergleich zu denen der Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete

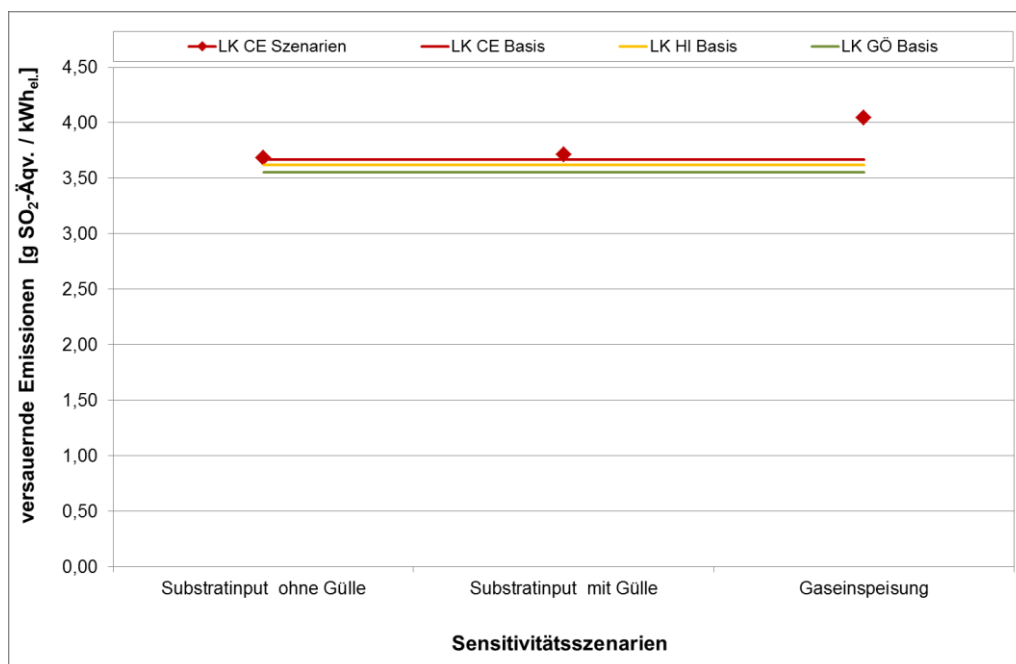


Abbildung 5-15: Gegenüberstellung der versauernd wirkenden Emissionen der Sensitivitätsszenarien des LK Celle im Vergleich zu denen der Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete

Wie in Abbildung 5-14 dargestellt führt die Berücksichtigung eines regionalspezifischen Substratinputs im LK Göttingen zu einem geringen Rückgang an versauernd wirkenden Emissionen im Vergleich zum Basisszenario. Im LK Celle bleibt die Höhe der versauernden Emissionen bei den Szenarien zum Substratinput im Vergleich zu den Ba-

sisszenarien nahezu unverändert. Eine wesentliche Auswirkung auf die Streuung der Ergebnisse zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten kann durch das Sensitivitätsszenario Substratinput demnach ausgeschlossen werden.

5.3.3 Direkte und indirekte Landnutzungsänderungen

In den vorhergehend dargestellten und diskutierten Ergebnissen der regionalen und standortspezifischen Bilanzierung bleiben die Auswirkungen direkter und indirekter Landnutzungsänderungen weitestgehend unberücksichtigt. Ausnahme in diesem Zusammenhang ist das Sensitivitätsszenario „indirekte Landnutzungsänderungen“, in dem der von FRITSCH & WIEGMANN (2011) angegebene untere Randwert berücksichtigt und in Bezug auf das Bilanzergebnis diskutiert wird. Grund für diese Vorgehensweise ist, dass die Berücksichtigung von direkten und indirekten Landnutzungsänderung bei der Bewertung von Biogas im Vergleich zur THG-Bilanzierung von Biokraftstoffen sowie flüssigen Bioenergieträgern zur Stromerzeugung nicht bindend ist (siehe auch BOKRAFT-NACHV UND BIOST-NACHV). Verschiedene Untersuchungen zeigen jedoch, dass der vermehrte Biomasseanbau zur Gewinnung von Biogas und Biokraftstoffen sowohl zu einer Veränderung in den Fruchtfolgen als auch zu einer Ausweitung der Ackerfläche führt (SCHÜTTE 2009). Um diesem Aspekt Rechnung zu tragen wird die Berücksichtigung von direkten und indirekten Landnutzungsänderungen bei der THG-Bilanzierung von Biogas anhand des aktuellen Stands der Wissenschaft diskutiert.

Direkte Landnutzungsänderungen

Direkte Landnutzungsänderungen entstehen, wenn die Fläche, die zukünftig zum Anbau von Energiepflanzen oder für andere Nutzungsarten verwendet wird, zuvor durch einen anderen Vegetationstyp belegt war (GELDERMANN et al. 2012; FRITSCH & WIEGMANN 2011). In den Untersuchungsgebieten der vorliegenden Arbeit wird vor allem der Umbruch von extensiv genutztem Grünland als Folge des vermehrten Energiepflanzenanbaus diskutiert. Der im Boden gespeicherte Kohlenstoff wird durch die Umwandlung des Grünlandes in Ackerfläche als CO₂-Emissionen freigesetzt. In Tabelle 5-9 sind die mit der Nutzungsänderung in Verbindung stehenden CO₂-Emissionen für die in den Untersuchungsgebieten angebauten Energiepflanzen nach FRITSCH & WIEGMANN (2011) aufgeführt.

Tabelle 5-9: Potentielle THG-Emissionen aufgrund direkter Landnutzungsänderungen, nach FRITSCH & WIEGMANN (2011)

Kultur	Vorherige Nutzung	THG-Emissionen [kg CO ₂ -Äqv. / (ha · a)]
Mais-GP	Ackerfläche	-
	Grünland	2.630
Weizen	Ackerfläche	-
	Grünland	2.630
Raps	Ackerfläche	-
	Grünland	2.630

Als Grund für den Grünlandumbruch und die damit verbundenen potentiellen Emissionen wird der vermehrte Biomasseanbau gesehen. So zeigen die Untersuchungen von SCHÜTTE (2009) beispielsweise, dass die folgenden Parameter in einem direkten Zusammenhang zueinander stehen:

- *Anzahl der Biogasanlagen*
- *Flächen des Maisanbaus*
- *Rückgang des Viehbestandes*
- *Rückgang der Brachflächen*

Weiterhin geht aus Drucksache 16/4550 „Dauergrünland zwischen Schutz und Umbruch“ hervor, dass die Dauergrünlandflächen zwischen 2010 und dem Bezugsjahr 2003 um 6,61 % zurückgegangen sind (ANONYMUS 2011). Landwirten und Umweltschützern zu Folge wird Grünland insbesondere für den Anbau von Energiepflanzen umgebrochen. Grund dafür ist vor allem die Förderung des Energiepflanzenanbaus zur Biogasgewinnung durch das EGG, sodass sich der Anbau von Mais-GP für Biogasanlagen als wirtschaftlich lohnender erwies als die EU-Agrarbeihilfe in Anspruch zu nehmen (ANONYMUS 2011).

Aus den von SCHÜTTE (2009) herausgearbeiteten Parametern lässt sich schlussfolgern, dass die vermehrte Anzahl von Biogasanlagen und folglich auch der vermehrte Anbau von Energiemais für den Umbruch von Dauergrünland verantwortlich sind. In einer neueren Untersuchung aus dem Jahr 2011 weist Schütte explizit darauf hin, dass die Entwicklung des Maisanbaus dem Substratanbau der Biogasanlagen folgt (SCHÜTTE 2011). Somit wäre die Veränderung in den Fruchtfolgen sowie der Landnutzung durch Grünlandumbruch dem Ausbau der Biogasgewinnung zuzuschreiben. Folglich müssten auch der Grünlandumbruch und die damit verbundene Freisetzung des im Boden gebundenen Kohlenstoffs bei der THG-Bilanzierung der Biogasgewinnung aus speziell angebauten Energiepflanzen berücksichtigt werden.

Die Berücksichtigung der potentiellen THG-Emissionen aufgrund direkter Landnutzungsänderungen hätte eine Verschlechterung der THG-Bilanzen für die Biogasgewinnung und -verstromung in allen drei Untersuchungsgebieten zur Folge. Bei einer Übertragung der Ergebnisse von SCHÜTTE (2009), SCHÜTTE (2011), FRITSCH & WIEGMANN (2011) sowie der daraus abgeleiteten Schlussfolgerungen auf die drei Untersuchungsgebiete wäre dem LK Celle eine höhere Quote des Grünlandumbruches zuzuweisen als den LKs Hildesheim und Göttingen. Darüber hinaus führt der geringere Biomasseertrag im LK Celle pro Hektar zu einem höheren Flächenverbrauch. Der Flächenverbrauch liegt im LK Celle bei 0,0251 ha / t FM Mais-GP, im LK Göttingen bei 0,0229 ha / t FM und im LK Hildesheim bei 0,0213 ha / t FM. Folglich wäre im LK Celle mit einer höheren Umbruchrate pro Tonne Mais-GP für die Biogasproduktion zu rechnen, sodass die potentiellen THG-Emissionen aufgrund direkter Landnutzungsänderungen im LK Celle um 5,8 bzw. 9,9 kg CO₂-Äqv. / t FM Mais-GP höher als in den LKs Göttingen und Hildesheim wären. Allerdings zeigen die Ausführungen in ANONYMUS (2011), dass der vermehrte Maisanbau und der damit in Verbindung stehende Grün-

landumbruch nicht nur den Biogasanlagen zugeschrieben werden kann, sondern auch auf die Veränderungen in der Viehwirtschaft zurückzuführen ist. Aufgrund der größer werdenden Betriebe und der Steigerung der Milchleistung ist die extensive Grünlandweidung einer Intensivierung des Grünlandes sowie einer Erhöhung des Maisanteils im Grundfutter gewichen (ANONYMUS 2011). Folglich ist auch von einem steigenden Futtermais-Anbau auszugehen. Die vom LSKN durchgeführte Erfassung der Anbauflächen für Silomais differenziert allerdings nicht zwischen dem Anbau von Energiemais und Futtermais (ANONYMUS 2011; LÜHRS 2011). Folglich kann auch keine Zuweisung erfolgen, wie viel Mais tatsächlich für den Betrieb der Biogasanlagen angebaut wird, so dass aus der Entwicklung des Silomais-Anbaus auch keine Ableitung erfolgen kann, wie hoch der Anteil des umgebrochenen Grünlandes ist, der dem Energiemais-Anbau und damit der Biogasgewinnung zuzuschreiben ist. Darüber hinaus bleiben bei dieser Betrachtung alle weiteren Nutzungsoptionen, denen der Umbruch von Grünland zugeschrieben werden kann (z.B. die Versiegelung der Flächen zur Schaffung neuer Baugebiete), völlig unberücksichtigt. Eine regionalspezifische Berücksichtigung direkter Landnutzungsänderung und der damit in Verbindung stehenden THG-Emissionen hätte in der vorliegenden Arbeit aufgrund der dargelegten Argumente keine wissenschaftlich nachvollziehbare und belastbare Datengrundlage.

Um die Bedeutung des Grünlandumbruchs und der daraus resultierenden THG-Emissionen allerdings quantifizieren zu können, wurde für den Anbau von Mais-GP in allen drei Untersuchungsgebieten ein Szenario mit 100 % Grünlandumbruch angenommen. Hier erhöhen sich die THG-Emissionen

- im LK Göttingen von 40,1 auf 100,3 kg CO₂-Äqv. / t FM
- im LK Celle von 51,3 auf 117,3 kg CO₂-Äqv. / t FM
- im LK Göttingen von 42,9 auf 98,9 kg CO₂-Äqv. / t FM

Diese deutliche Erhöhung der THG-Emissionen um mehr als 100 % zeigt, dass die Berücksichtigung von direkten Landnutzungsänderungen das Ergebnis der THG-Emissionen des Energiepflanzenanbaus dominieren und damit auch deutlich verschlechtern würde. Deshalb ist eine belastbare Datengrundlage für die Berücksichtigung von direkten Landnutzungsänderungen unabdingbar. Andernfalls könnte je nach zu Grunde gelegtem Prozentsatz ein Untersuchungssystem zum Teil deutlich bevorteilt oder benachteiligt werden, wie die Ergebnisse des oben aufgeführten Szenarios mit 100 % Grünlandumbruch zeigen.

Indirekte Landnutzungsänderungen

Bei der Bewertung der Gewinnung und Nutzung von Biogas aus Energiepflanzen ist die Berücksichtigung von indirekten Landnutzungsänderungen bislang nicht verpflichtend. Der vermehrte Anbau von Energiemais und anderen Biogaskulturen kann allerdings auch zu Verdrängungseffekten führen, die wiederum in anderen Ländern direkte Landnutzungsänderungen nach sich ziehen. Diesem Aspekt wird in der Ökobilanzstudie von GELDERMANN et al. (2012) sowie der THG-Bilanzierung von ROTH et al. (2011) durch die Ausweisung eines iLUC-Szenarios nachgegangen. Beiden Bilanzen werden

die von FRITSCH & WIEGMANN (2011) erarbeiteten iLUC-Modelle und Faktoren zu Grunde gelegt. Auf dieser Berechnungsgrundlage zur Charakterisierung indirekter Landnutzungsänderungen basiert auch das Sensitivitätsszenario „iLUC“ der vorliegenden Arbeit (vgl. Kapitel 5.2.2).

Weitere veröffentlichte Modelle zur Berechnung indirekter Landnutzungsänderungen sind in den Untersuchungen von FINKBEINER (2013) ausführlich beschrieben und einander gegenübergestellt. Daraus geht eine enorme Bandbreite von iLUC-Werten hervor, die bei Biodiesel zwischen -116 und 350 g CO₂-Äqv. / MJ und für Bioethanol zwischen 1 und 1.434 g CO₂-Äqv. / MJ liegen. Es lässt sich aus den Modellen jedoch weder herleiten, welcher der veröffentlichten iLUC-Faktoren zutreffender ist, noch, ob der Einfluss indirekter Landnutzungsänderungen negativ oder positiv ist. Vielmehr beschreibt FINKBEINER (2013), dass die exakt ausgewiesenen iLUC-Faktoren lediglich die jeweilige Herangehensweise und das Rechenmodell widerspiegeln. Zusammenfassend zeigen die Untersuchungen von FINKBEINER (2013),

„dass es für die wissenschaftlich belastbare und konsistente Einbeziehung von iLUC-Faktoren in Ökobilanzen und CF-Analysen kaum faktengestützte Argumente gib“ (FINKBEINER 2013, S.9).

iLUC-Faktoren werden als „Hausnummern ohne Aussagekraft“ beschrieben (FINKBEINER 2013, S. 10), die nicht dem Qualitätsanspruch der einer Ökobilanz zu Grunde gelegten Energie- und Stoffströme entsprechen (FINKBEINER 2013).

Die Untersuchungen von FINKBEINER (2013) zeigen die geringe Belastbarkeit von iLUC-Faktoren auf. Eine Berücksichtigung von iLUC-Faktoren in einer THG-Bilanz würde die Qualität aller anderen in der Studie erhobenen Daten und deren Einfluss auf das Ergebnis schmälern. Viel mehr wäre je nach Rechenmodell der iLUC-Faktor die das Ergebnis dominierende Größe. Dies zeigt auch das Sensitivitätsszenario „indirekte Landnutzungsänderungen“ in Kapitel 5.2.2. Die Berücksichtigung eines so dominierenden Faktors, dessen wissenschaftliche Belastbarkeit derzeit noch als ungenügend eingeschätzt wird, könnte somit die gesamte Aussagekraft der Ökobilanzstudie in Frage stellen.

Nichts desto trotz sind Landnutzungsänderungen ein wichtiges Thema, das in einer ökologischen Bewertung von Prozessen und Produkten Berücksichtigung finden sollte. Allerdings sollte die Berücksichtigung von indirekten Landnutzungsänderungen separat erfolgen und nicht mit Hilfe eines auf Basis von Rechenmodellen konstruierten Faktors im Rahmen einer THG-Bilanz.

6 Diskussion und Bewertung der Ergebnisse

In der folgenden Bewertung der Ergebnisse werden die in Kapitel 4 - 5 identifizierten regionalen und standortspezifischen Parameter hinsichtlich ihres Einflusses auf die Bilanzergebnisse zusammenfassend diskutiert. Weiterhin wird die Aussagekraft allgemeingültiger Bilanzierungen im Vergleich zu denen mit einem regionalen und standortspezifischen Ansatz beurteilt. Abschließend erfolgen eine Bewertung der Relevanz der regionalen und standortspezifischen Faktoren sowie eine Bewertung der Anforderungen an die Durchführbarkeit der Stoffstromanalyse.

6.1 Bewertung der regionalen und standortspezifischen Parameter hinsichtlich ihres Einflusses auf die Bilanzergebnisse

Die zusammenfassende Identifikation und Bewertung der regionalen und standortspezifischen Parameter wird für den Prozessabschnitt des Energiepflanzenanbaus sowie für die vollständige Prozesskette der Biogasgewinnung und -verstromung im BHKW differenziert voneinander dargestellt.

6.1.1 Energiepflanzenanbau

Mit Hilfe der in Kapitel 4 dargestellten und diskutierten Ergebnisse der regionalen und standortspezifischen Bilanzierung des Energiepflanzenanbaus konnten verschiedene Einflussgrößen identifiziert werden, die je nach Bewertungskategorie zu Unterschieden in den Bilanzen führen. Dazu zählen die Art und Menge der eingesetzten Düngemittel, die Lachgasemissionen, die bodenabhängige Feldarbeit, die Feldberegnung sowie der regionalspezifische Biomasseertrag. Dabei ist der Einfluss der jeweiligen Größe auf die Bandbreite der Ergebnisse zwischen den Untersuchungsgebieten von Bewertungskategorie zu Bewertungskategorie unterschiedlich. Dies zeigt auch Tabelle 6-1, in der die regionalen und standortspezifischen Einflussgrößen mit ihrem Anteil am Unterschied in den Bilanzergebnissen zwischen dem LK Göttingen und dem LK Celle exemplarisch für den Anbau von Mais-GP zusammenfassend aufgeführt sind. Die zusammenfassende Ergebnisauswertung der anderen Biogaskulturen zeigen Tabelle A.VII - 1 bis Tabelle A.VII - 3 in Anhang VII. Anders als bei der in Kapitel 4 erörterten Ergebnisauswertung wird nun auch der Einfluss des Biomasseertrages ausgewiesen. Zusammenfassend lassen sich aus Tabelle 6-1 sowie aus Tabelle A.VII - 1 bis Tabelle A.VII - 3 in Anhang VII folgende Schlussfolgerungen ableiten:

- Der **regionalspezifische Biomasseertrag** zeigt in allen Bewertungskategorien einen großen Einfluss auf die Bandbreite der Bilanzergebnisse des Energiepflanzenanbaus. So wird der Unterschied in den Ergebnissen der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen zwischen dem LK Göttingen und dem LK Celle je nach Energiepflanze mit 84 - 91 % bzw. 74 - 90 % hauptsächlich durch den unterschiedlichen Biomasseertrag beeinflusst. In den Bewertungskategorien THG-Emissionen und Primärenergieaufwand hat der Biomasseertrag einen Anteil von 21 - 41 % bzw. 3 - 16 % am Ergebnisunterschied.

- Die Aufwendungen, die mit der **Feldberechnung** im LK Celle verbunden sind, schlagen sich mit einem Anteil von 65 - 74 % insbesondere auf den Unterschied der Ergebnisse des Primärenergieaufwandes nieder. Bei den THG-Emissionen hat dieser Parameter neben dem Biomasseertrag ebenfalls den größten Anteil an der Ergebnisbandbreite. In den Unterschieden der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen spielt die Feldberechnung eine eher untergeordnete Rolle.

Tabelle 6-1: Regionale und standortspezifische Einflussgrößen und ihr Anteil am Unterschied in den Ergebnissen der energetischen und ökologischen Bewertung des Anbaus von Mais-GP in den LKs Göttingen und Celle

	Einflussgröße	Δ LK CE : LK GÖ	Anteil am Ges.-Δ [%]
<i>THG-Emissionen</i> [kg CO ₂ -Äqv. / kWh _{el.}]	Düngemittel	1,65	15 %
	Lachgasemissionen	1,40	13 %
	Berechnung	4,34	39 %
	Feldarbeit	-0,22	2 %
	Biomasseertrag	3,97	32 %
	<i>Gesamt</i>	<i>11,14</i> <i>(22 %)</i>	<i>100 %</i>
<i>Primärenergieaufwand</i> [MJ / kWh _{el.}]	Düngemittel	3,34	12 %
	Lachgasemissionen	-	-
	Berechnung	18,82	68 %
	Feldarbeit	-1,05	4 %
	Biomasseertrag	6,65	16 %
	<i>Gesamt</i>	<i>27,76</i> <i>(29 %)</i>	<i>100 %</i>
<i>versauernde Emissionen</i> [g SO ₂ -Äqv. / kWh _{el.}]	Düngemittel	0,002	2,5 %
	Lachgasemissionen	-	-
	Berechnung	0,007	9 %
	Feldarbeit	-0,001	0,5 %
	Biomasseertrag	0,074	88 %
	<i>Gesamt</i>	<i>0,082</i> <i>(10 %)</i>	<i>100 %</i>
<i>eutrophierende Emissionen</i> [kg PO ₄ ³⁻ -Äqv. / kWh _{el.}]	Düngemittel	0,001	6,9 %
	Lachgasemissionen	0,001	6,8 %
	Berechnung	0,001	3 %
	Feldarbeit	0,000	0,3 %
	Biomasseertrag	0,016	83 %
	<i>Gesamt</i>	<i>0,019</i> <i>(11 %)</i>	<i>100 %</i>

- Die bodenabhängige **Feldarbeit** führt in allen Bewertungskategorien im LK Celle zu besseren Ergebnissen als im LK Göttingen und damit zu einem negativen Einfluss auf den Unterschied zwischen den Ergebnissen im LK Celle und im LK Göttingen. Grund dafür ist, dass die Emissionen, die aus der Feldarbeit hervorgehen, im LK

Celle geringer sind als im LK Göttingen. Die geringeren Emissionen im LK Celle sind auf die leichteren Böden und den damit verbundenen geringeren Dieserverbrauch im Vergleich zum LK Göttingen zurückzuführen. Den größten Einfluss auf die Abweichung in den Ergebnissen des LK Göttingens vom LK Celle hat die Feldarbeit auf die Bewertungskategorie Primärenergieaufwand.

- Weitere Einflussgrößen bei der Bilanzierung des Energiepflanzenanbaus stellen der regional unterschiedliche **Mineraldüngerbedarf** und die daraus resultierenden **Lachgasemissionen** dar. Diese beiden Parameter sind die drittgrößten Einflussgrößen in der Beurteilung des Ergebnisunterschiedes der THG-Emissionen. An der Ergebnisbandbreite der eutrophierend wirkenden Emissionen hat der Düngemittelbedarf zusammen mit den Lachgasemissionen den zweitgrößten Anteil. Für den Unterschied in den Ergebnissen der versauernd wirkenden Emissionen spielt die regionalspezifische Menge an Düngemitteln eine eher untergeordnete Rolle.

Zur Bewertung der identifizierten Einflussgrößen geht aus Tabelle 6-1 sowie aus Tabelle A.VII - 1 bis Tabelle A.VII - 3 in Anhang VII neben den einzelnen Anteilen auch der absolute und prozentuale Gesamtunterschied zwischen den Bilanzergebnissen des LK Göttingen und des LK Celle hervor. Hier wird deutlich, dass in den Bewertungskategorien THG-Emissionen und Primärenergieaufwand die Abweichungen zwischen den Ergebnissen des LK Göttingen und des LK Celle deutlich größer sind als bei den versauernden und eutrophierend wirkenden Emissionen. Grund dafür ist, dass sich von den betrachteten regionalspezifischen Parametern (vgl. Kapitel 3.2.1 „Definition der Basisszenarien“ sowie Kapitel 3.3.2 „Stoffstromanalyse des Energiepflanzenanbaus“) fast nur der regionalspezifische Biomasseertrag auf die Bilanzierung der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen auswirkt. Dagegen zeigen die standortabhängige Feldberechnung sowie die regional- und standortspezifischen Stickstoffmengen sowie die daraus resultierenden Lachgasemissionen auch einen erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse der THG-Emissionen und des Primärenergieaufwandes. Der dominierende Parameter der Ergebnisse der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen ist die Ausbringung des verwendeten Gärrestes, wobei die Gärrestmenge in allen Untersuchungsgebieten gleich angenommen wurde (siehe Kapitel 3.3.2 „Stoffstromanalyse des Energiepflanzenanbaus“). Folglich würde sich eine regionalspezifische Betrachtung des Gärreststromes maßgeblich auf die Ergebnisse der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen auswirken und damit auch zu einer Veränderung des Ergebnisunterschiedes zwischen den Untersuchungsgebieten führen. Dies zeigen die Ausarbeitungen des Sensitivitätsszenario „*Düngemiteleinsatz*“ (vgl. Kapitel 4.2.1) einerseits und die Gegenüberstellung der Untersuchungsszenarien (vgl. Kapitel 4.3.2) andererseits.

6.1.2 Biogasgewinnung und -verstromung im BHKW

Analog zum Energiepflanzenanbau werden nachfolgend die in Kapitel 5 identifizierten regionalen und standortspezifischen Einflussgrößen bezogen auf die vollständige Prozesskette der Biogasgewinnung und -nutzung zusammenfassend bewertet. Zu diesen

Einflussgrößen zählen im Basisszenario auf der Inputseite das erforderliche Gärsubstrat sowie auf der Outputseite die Wärmenutzung und die Düngegutschrift des Gärrestes. Die mit der Ausbringung der Gärreste in Verbindung stehenden Emissionen zeigen in Kapitel 5 zwar Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten auf, sind aber wie bereits erläutert für alle Untersuchungsgebiete in der Summe gleich. Deshalb bleiben sie bei den in Tabelle 6-2 aufgeführten Parametern unberücksichtigt. Die Tabelle zeigt den Einfluss des Maisanbaus sowie der Wärme- und Düngegutschrift auf den Ergebnisunterschied zwischen dem LK Göttingen und dem LK Celle für alle betrachteten Bewertungskategorien.

Tabelle 6-2: Regionale und standortspezifische Einflussgrößen und ihr Anteil am Unterschied zwischen den Ergebnissen der energetischen und ökologischen Bewertung der Biogaserzeugung und -verstromung im LK Göttingen und im LK Celle

	Einflussgröße	Δ LK CE : LK GÖ	Anteil am Ges.- Δ [%]
<i>THG-Emissionen</i> [kg CO ₂ -Äqv. / kWh _{el.}]	Maisanbau	0,03	29 %
	Wärmegutschrift	0,08	70 %
	Düngegutschrift	0,00	1 %
	<i>Gesamt</i>	<i>0,11</i> <i>(56 %)</i>	<i>100 %</i>
<i>Primärenergieaufwand</i> [MJ / kWh _{el.}]	Maisanbau	0,08	20 %
	Wärmegutschrift	0,31	79 %
	Düngegutschrift	0,00	1 %
	<i>Gesamt</i>	<i>0,39</i> <i>(204 %)</i>	<i>100 %</i>
<i>versauernde Emissionen</i> [g SO ₂ -Äqv. / kWh _{el.}]	Maisanbau	0,041	32 %
	Wärmegutschrift	0,086	66 %
	Düngegutschrift	0,003	2 %
	<i>Gesamt</i>	<i>0,13</i> <i>(4 %)</i>	<i>100 %</i>
<i>eutrophierende Emissionen</i> [kg PO ₄ ³⁻ -Äqv. / kWh _{el.}]	Maisanbau	0,018	63 %
	Wärmegutschrift	0,01	34 %
	Düngegutschrift	0,001	3 %
	<i>Gesamt</i>	<i>0,029</i> <i>(4 %)</i>	<i>100 %</i>

Es lassen sich aus den in Tabelle 6-2 aufgeführten Ergebnissen die folgenden Schlussfolgerungen über die Auswirkung der einzelnen regionalen und standortspezifischen Parameter auf die Bilanzergebnisse ableiten:

- Der Ergebnisunterschied der eutrophierend wirkenden Emissionen wird mit einem Anteil von 63 % maßgeblich durch den regionalspezifischen **Maisanbau** verursacht. In den Bewertungskategorien THG-Emissionen, Primärenergieaufwand und versauernd wirkende Emissionen ist der Maisanbau der regionalspezifische Parameter mit dem zweitgrößten Anteil an der Bandbreite zwischen den Bilanzergebnissen des LK Göttingen und des LK Celle.

- In den Bewertungskategorien THG-Emissionen, Primärenergieaufwand und versauernd wirkende Emissionen hat die **Wärmegutschrift** den größten Anteil am Unterschied in den Ergebnissen. Dieser ist mit 79 % beim Primärenergieaufwand am höchsten. Bezogen auf die Bandbreite der Ergebnisse der eutrophierend wirkenden Emissionen hat die Wärmegutschrift mit 34 % den zweitgrößten Anteil.
- Die **Düngegutschrift** spielt hinsichtlich aller Bewertungskategorien nur eine untergeordnete Rolle.

Neben den einzelnen relativen Anteilen geht aus Tabelle 6-2 auch der absolute und relative Gesamtunterschied zwischen den Bilanzergebnissen des LK Göttingen und des LK Celle hervor. Analog zum Energiepflanzenanbau zeigt sich auch bei der vollständigen Prozesskette der Biogaserzeugung und -verstromung, dass in den Bewertungskategorien THG-Emissionen und Primärenergieaufwand die Abweichungen zwischen den Ergebnissen des LK Göttingen und des LK Celle mit 56 % bzw. 204 % deutlich höher sind als bei den versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen. Hier ist die Abweichung mit jeweils 4 % deutlich geringer.

Grund dafür ist, dass der Wärmegutschrift von den betrachteten regionalspezifischen Parametern zwar ein hoher Anteil an den Unterschieden der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen nachgewiesen werden kann, dieser Parameter im Vergleich zu den Bewertungskategorien THG-Emissionen und Primärenergieaufwand jedoch nur einen geringen Anteil an den absoluten Ergebnissen hat (vgl. Kapitel 5.1 „Basisszenario: Identifikation relevanter Parameter“). Der regionalspezifische Maisanbau, dem ebenfalls ein wesentlicher Einfluss auf den Unterschied der Bilanzergebnisse der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen nachgewiesen werden konnte, wurde in diesem Zusammenhang bereits im vorhergehenden Unterkapitel 6.1.1 diskutiert.

6.2 Beurteilung der Ergebnisse in Bezug auf die Datenqualität

Die vorliegende regionale und standortspezifische Bilanzierung der Biogasgewinnung und -verstromung basiert auf verschiedenen Stoffströmen unterschiedlichster Datenqualität und -herkunft. Den Stoffstromanalysen des Energiepflanzenanbaus sowie der Biogasgewinnung und -nutzung liegen sowohl regionalspezifische Erhebungen als auch Abschätzungen anhand von Literaturdaten zu Grunde (vgl. Ausführungen zur Stoffstromanalyse in Kapitel 3.3.3 - 3.3.4). Die Umweltprofile der erfassten Stoff- und Energieströme sind zum größten Teil den Prozessen der Datenbank aus der Ökobilanzsoftware GaBi sowie dem Lebensweg- und Stoffstromanalyse-Modell GEMIS entnommen. Dazu zählen unter anderem die Bereitstellung der Dünge- und Pflanzenschutzmittel sowie die Erzeugung der verschiedenen Prozessenergien. Diese Datenbankprozesse verfügen ebenfalls über eine unterschiedliche Qualität in ihrem Detaillierungsgrad und der Herkunft der enthaltenen Daten.

In den Ergebnissen der regionalen und standortspezifischen Bilanzierung konnten je nach Bewertungskategorie unterschiedliche Parameter als signifikant identifiziert werden. Nachfolgend wird die Datengrundlage der wesentlichen Parameter bewertet:

- ***Direkte und indirekte Lachgasemissionen***

Der Bilanzierung der direkten und indirekten Lachgasemissionen sind die Emissionsfaktoren des IPCC (IPCC 2006) zu Grunde gelegt. Die Diskussion dieser Parameter in Kapitel 5.3.3 zeigt jedoch deutlich, dass sowohl direkte als auch indirekte Lachgasemissionen nicht nur von der Menge des applizierten Stickstoffs, sondern insbesondere auch von der Bodenart und der Witterung abhängen. In diesem Zusammenhang sind lehmigen Böden höhere Lachgasemissionen zuzuweisen als leichten Sandböden (DITTELT & AUGUSTIN 2012; HERRMANN et al. 2010). Die Feldversuche von HERMANN (2010) zeigten an dem Standort mit dem sandigen Lehm-boden dreifach höhere N₂O-Emissionen als an dem Standort mit humosem Sand. Folglich sind die verwendeten einheitlichen Emissionsfaktoren mit einem Fehler behaftet, der sich sehr stark auf den regionalen Unterschied in den Bilanzergebnissen auswirken kann. Bei einer dreifach höheren Lachgasemission in den LKs Hildesheim und Göttingen, in denen vorwiegend lehmige Böden zu finden sind, würden sich die THG-Emissionen im LK Hildesheim von 0,14 auf 0,25 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} und im LK Göttingen von 0,08 auf 0,19 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} erhöhen. Damit würde die THG-Bilanz im LK Göttingen, trotz der deutlich höheren Wärme-gutschrift, zu dem gleichen Ergebnis führen wie im LK Celle. Im LK Hildesheim würde mit der dreifach höheren Lachgasemission die schlechteste THG-Bilanz erreicht werden.

- ***Biomasseertrag***

Da dieser Parameter einen wesentlichen Einfluss auf die Regionalität der Bilanz-ergebnisse des Energiepflanzenanbaus hat, ist ihm eine besondere Sensitivität zuzuschreiben. Die Datengrundlage der verwendeten Biomasseerträge ist die landkreisspezifische Agrarstatistik des LSKN. Um sicherzustellen, dass sich Extremwetterereignisse nicht überdurchschnittlich in den verwendeten Biomasseerträgen widerspiegeln, bildet sich dieser für alle Untersuchungsgebiete aus den landkreisspezifischen Ertragsdurchschnitten der Jahre 1999 bis 2008 (LSKN 1999-2008; VON BUTTLAR et al. 2012). Folglich kann dem verwendeten Datensatz zur Abbildung des Biomasseertrages eine hohe Belastbarkeit zugeschrieben werden.

- ***Feldberechnung***

Zur Vereinfachung ist der Bilanzierung des Energiepflanzenanbaus im LK Celle eine konsequente Berechnung mittels Stropfpumpe bei einer durchschnittlichen Beregnungsintensität unterstellt. Diese Annahmen basieren auf den Untersuchungen von KTBL (2009c) sowie auf Auskünften der Landwirtschaftskammer zur Feldberechnung im LK Celle (HEINECKE 2010). Es ist jedoch davon auszugehen, dass aufgrund wirtschaftlicher Aspekte und Wasserverfügbarkeiten nicht alle Ackerflächen beregnet werden können oder eine andere Bewässerungstechnik einsetzt

wird. Diesen möglichen Fehler in den Bilanzergebnissen diskutiert das Szenario „Feldberegnung“ in Kapitel 4.2.2, in dem deutlich wird, dass ein Energiepflanzenanbau ohne Bewässerung im LK Celle zu einer Verschlechterung und damit zu einer Erhöhung der Regionalität in den Ergebnissen führt.

- **Nutzung und Ausbringung von Gärresten**

Die Modellierung der Nutzung und Ausbringung der Gärreste basiert auf der Datenbank des KTBL und ist für alle Untersuchungsgebiete gleich angesetzt. Aufgrund der unterschiedlichen Biogasanlagendichte in den drei Landkreisen ist jedoch von einer unterschiedlichen Anfallmenge an Gärresten pro verfügbarem Hektar Anbaufläche auszugehen. Weiterhin haben Gärreste aufgrund ihres hohen Wassergehaltes nur eine geringe Transportwürdigkeit. Folglich sollte die erzeugte und damit auch als Düngemittelsubstitut verwendete Gärrestmenge im LK Celle deutlich über der Menge liegen, die in den LKs Hildesheim und Göttingen pro Hektar Anbaufläche eingesetzt wird. Das Sensitivitätsszenario „Düngemiteinsatz“ (vgl. Kapitel 4.2.1) nimmt sich dieser Unsicherheit im Basisszenario an und betrachtet sowohl eine maximale Gärrestdüngung als auch eine Düngung auf Basis von 100 % Mineraldünger (vgl. auch Kapitel 4.3.2).

- **Wärmegutschrift**

Die Wärmegutschrift hat einen wesentlichen Einfluss auf das Bilanzergebnis. Der methodische Fehler der Gutschriftenvergabe ist in Kapitel 5.3.1 diskutiert. Allerdings wirkt sich die starke Abweichung in der Höhe der Wärmenutzung erheblich auf die Bilanzergebnisse aus. Insbesondere im LK Göttingen scheint die Wärmenutzungsrate mit 60 % sehr hoch zu sein. In der Literatur finden sich dagegen durchschnittliche Wärmenutzungsraten von 20 - 40 % (VOGT 2008B; GÄRTNER et al. 2008; BACHMAIER et al. 2009). Diese spiegeln die ermittelten durchschnittlichen Wärmenutzungsraten der LKs Hildesheim und Celle wider. Bei der Wärmenutzungsrate des LK Göttingen ist zu beachten, dass in diesem Landkreis einerseits deutlich weniger Anlagen stehen als in den anderen Landkreisen, und andererseits diese über gute Wärmenutzungskonzepte verfügen. Hierbei sind sowohl die verschiedenen Bioenergiedörfer als auch Biogasanlagen zu nennen, deren Überschusswärme zur Erzeugung von industrieller Prozesswärme genutzt wird. Deshalb ist der für den LK Göttingen erhobene Wert als realistisch einzuschätzen. Allerdings kann dieser hohe Wärmenutzungsgrad insbesondere für Altanlagen (Inbetriebnahme vor dem EEG 2012) nicht auf andere Anlagen in anderen Regionen übertragen werden. Gleichzeitig verdeutlicht diese hohe Wärmenutzungsrate im Vergleich zu den anderen Untersuchungsgebiete, wie wichtig die Berücksichtigung regionaler und standortspezifischer Faktoren bei der Bewertung von Biogas ist und welche Bedeutung die Wärmenutzung im Hinblick auf eine möglichst effiziente und nachhaltige Energieversorgung hat.

6.3 Gegenüberstellung von allgemeingültigen, regionalen und standortspezifischen Bilanzierungen

Um die Aussagekraft der regionalen und standortspezifischen Ergebnisse zu bewerten, werden sie verschiedenen allgemeingültigen Bilanzierungen gegenübergestellt. Die Gegenüberstellung erfolgt exemplarisch am Beispiel der Bewertungskategorie der THG-Emissionen. Gründe für diese Auswahl sind der erheblich größere Ergebnisunterschied im Vergleich zu den versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen sowie die hohe Vergleichbarkeit der Ergebnisse der THG-Bilanzierung mit denen des Primärenergieaufwandes. Darüber hinaus basieren viele Studien der letzten Jahre, in denen das Klimaschutzpotential von Erneuerbaren Energien im Allgemeinen und der Strom- und Wärmeerzeugung aus Biogas im Speziellen ausgewiesen wird, auf Kennzahlen und / oder allgemeingültigen Annahmen. Eine wesentliche Auswahl dieser Studien der letzten Jahre, in denen Kennzahlen generiert und / oder verwendet wurden sind die Untersuchungen des IFEU (VOGT 2008b), des UBA (MEMMLER et al. 2009; MEMMLER & DREHER 2012), des ML Niedersachsen (ML 2012) sowie des DBFZ (LIEBETRAU et al. 2011) (siehe auch Kapitel 2.2.2). Die Ergebnisse dieser Studien sind in Abbildung 6-1 zusammen mit den identifizierten THG-Emissionen der regionalspezifischen Bilanzierungen der vorliegenden Arbeit bezogen auf eine Kilowattstunde Strom dargestellt.

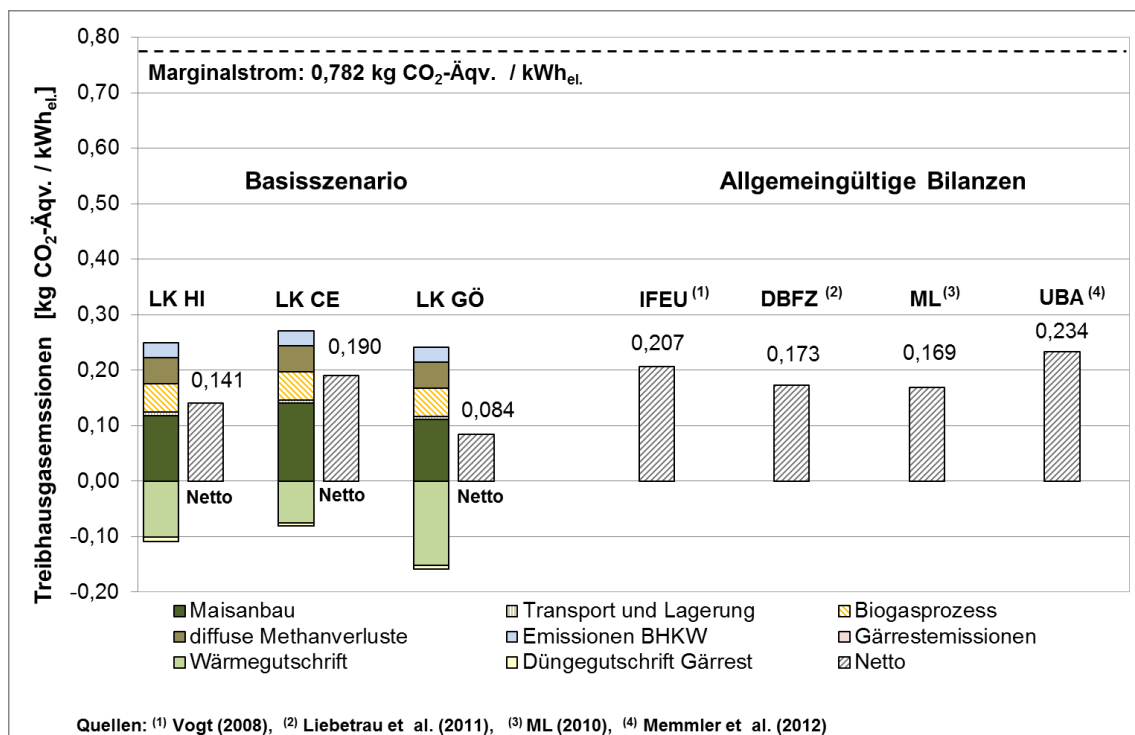


Abbildung 6-1: Gegenüberstellung von Ergebnissen der Klimagasbilanzbilanzierung von Biogas auf Basis regionaler und standortspezifischer sowie allgemeingültiger Bilanzierungen

Die Ergebnisse der Klimagasbilanzen mit allgemeingültigem Ansatz liegen zwischen 0,173 und 0,234 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el} und unterscheiden sich erheblich von den Ergebnissen der regionalspezifischen Bilanzierung. Deren Ergebnisse variieren zwischen

0,084 und 0,190 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}. Gründe für die Unterschiede in den Ergebnissen sind einerseits die regional- und standortspezifische Sachbilanzierung (vgl. Kapitel 3.3) im Vergleich zu standardisierten Literaturdaten und andererseits die unterschiedlichen Annahmen zur Definition der Prozesskette und des Bilanzrahmens. So weisen die Studien des IFEU (VOGT 2008B), des UBA (MEMMLER et al. 2009) und des DBFZ (LIEBTRAU et al. 2011) einen zum Teil anderen Untersuchungsrahmen auf, sowohl untereinander als auch im Vergleich zu den regionalen und standortspezifischen Bilanzierungen der vorliegenden Arbeit. Dadurch ist ein direkter Vergleich der in Abbildung 6-1 dargestellten THG-Bilanzen nur eingeschränkt möglich. Im Folgenden wird auf die Gemeinsamkeiten und Unterschiede der genannten Studien mit den Bilanzierungen der vorliegenden Arbeit im Detail eingegangen.

Die Studie des IFEU lässt sich unter Berücksichtigung der Systemannahmen am ehesten mit dem Basisszenario der vorliegenden Arbeit vergleichen. Beide Untersuchungen weisen eine Biogasproduktion aus 100 % Silomais bei einer Anlagengröße von 500-510 kW_{el.}, eine diffuse Methanemission von 1 % sowie eine gasdichte Gärrestlagerung auf (vgl. Kapitel 3.2.2 und VOGT (2008B)). Die Gegenüberstellung der Ergebnisse der Klimagasbilanzen in Abbildung 6-1 zeigt, dass die vom IFEU ermittelten THG-Emissionen nahezu mit den Ergebnissen der spezifischen Bilanzierung im LK Celle übereinstimmen. Allerdings liegen den Untersuchungen leicht abweichende BHKW-Wirkungsgrade, verschiedene Wärmegutschriften und verschiedene Maiserträge zu Grunde. Die Wirkungsgrade liegen in der Untersuchung des IFEU unter denen in der vorliegenden Arbeit. Weiterhin ist die Wärmegutschrift beim IFEU mit 20 % geringer als die im LK Celle (30%). Diesen Nachteilen steht ein deutlich höherer Maisertrag (436,2 dt / ha im Vergleich zu 398,1 dt / ha) gegenüber. Im LK Göttingen wird mit 437,5 dt / ha ein ähnlicher Biomasseertrag erreicht. Allerdings ist die THG-Bilanz im LK Göttingen mit 0,08 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} deutlich niedriger als die, die aus den Basisdaten des IFEUs hervorgeht (0,21 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}). Der Unterschied ist maßgeblich auf die unterschiedliche Wärmenutzungsrate zurückzuführen, die in der spezifischen Bilanz des LK Göttingen mit 60 % deutlich höher ist als in den Untersuchungen von (VOGT 2008B). Bezieht man die sich aus dem Ergebnisunterschied ergebende Differenz von 0,123 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} auf eine Biogasanlage mit einer elektrischen Leistung von 500 kW und einer jährlichen Betriebsstundenzahl von 8200 h, so summiert sich dieser Ergebnisunterschied auf 504 Tonnen CO₂-Äqv. pro Jahr. Dies entspricht der durchschnittlichen Menge an Treibhausgasen, die jährlich von 53 Bundesbürgern in Deutschland emittiert werden.

In den allgemeingültigen Bilanzierungen von MEMMLER et al. (2009), MEMMLER & DREHER (2012), ML (2010) sowie LIEBETRAU et al. (2011) wird neben Maissilage auch der Einsatz von Wirtschaftsdüngern bei der Biogasproduktion berücksichtigt. Der Einsatz von Wirtschaftsdüngern wirkt sich aufgrund der Güllegutschrift und des geringeren Maisinputs positiv auf die Bilanzergebnisse aus, wie das Sensitivitätsszenario „*Substratinput*“ in Kapitel 5.2.1 zeigt. Allerdings führen die Emissionsfaktoren nach

MEMMLER et al. (2009) UND MEMMLER UND DREHER (2012) im Vergleich zu den durchgeführten regionalen und standortspezifischen Untersuchungen zu einer schlechteren Klimagasbilanz für die Stromproduktion aus Biogas. Gründe dafür sind einerseits die geringere Wärmenutzungsrate und andererseits eine andere zu Grunde gelegte Allokationsmethode zur Berücksichtigung der nutzbaren Wärme. In den Untersuchungen von MEMMLER et al. (2009) UND MEMMLER UND DREHER (2012) werden die Koppelprodukte nach der sogenannten „Finnischen Methode“²³ bewertet.

Die Ergebnisse der THG-Bilanzierung des gegenwärtigen Anlagenbestandes zur Biogaserzeugung und -verstromung vor Ort nach LIEBETRAU et al. (2011) liegen zwischen denen der Basisszenarien der vorliegenden Arbeit. Allerdings liegt den Untersuchungen von LIEBETRAU et al. (2011) neben dem Einsatz von Wirtschaftsdüngern zur Biogasgewinnung auch eine anteilig offene Gärrestlagerung zu Grunde, sodass diese Bilanzergebnisse eher mit einer Kombination der Sensitivitätsszenarien „Substratinput“ (vgl. Kapitel 5.2.1) und „offene Gärrestlagerung“ (vgl. Kapitel 5.2.3) zu vergleichen sind. In dieser Kombination variieren die Ergebnisse der regionalen und standortspezifischen Bilanzierung zwischen 0,25 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} für den LK Celle und 0,11 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} für den LK Göttingen. Damit unterscheidet sich der in LIEBETRAU et al. (2011) erhobene Emissionsfaktor von 0,17 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} für den gegenwärtigen Anlagenbestand um ca. 0,07 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} von den regionalen und standortspezifischen Bilanzierungen. Bei Verwendung des allgemeingültigen Emissionsfaktors des DBFZ würde das THG-Potential der Biogasgewinnung und -verstromung im LK Göttingen über- und im LK Celle unterbewertet werden.

Die Unterschiede in den Ergebnissen der regional- und standortspezifischen Bilanzierungen ziehen auch unterschiedliche THG-Minderungspotentiale im Vergleich zum durch Biogas substituierten Marginalstrom (0,782 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}) nach sich. Legt man für die Ermittlung des THG-Minderungspotentials die Ergebnisse der regionalen und standortspezifischen Bilanzierung zu Grunde, so variiert das THG-Minderungspotential zwischen 0,592 und 0,702 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}. Das niedersächsische Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung weist für das Jahr 2009, auf das sich auch die Biogasinventur der vorliegenden Arbeit bezieht, ein Klimaschutzpotential von 0,613 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.} bzw. 2,3 Millionen Tonnen CO₂-Äqv. durch die Stromgewinnung aus Biogas aus (ML 2010). Der Vergleich mit den regionalen und standortspezifischen sowie allgemeingültigen Ergebnissen verdeutlicht, dass das Einsparpotential an THG-Emissionen je nach Region über- bzw. unterbewertet ist (siehe Abbildung 6-1). Somit kann sich der regional-spezifische Bilanzierungsansatz auch auf das Gesamtklimaschutzpotential von Niedersachsen auswirken und bei einer regionalspezifischen Bilanzierung möglicherweise höher ausfallen. Für den LK Hildesheim und den LK Göttingen ist der in den Untersu-

²³ Bei der „Finnischen Methode“ wird in einem ersten Schritt der Einsatz für die Strom- und Wärmeerzeugung mit Hilfe von Referenzwirkungsgraden einer ungekoppelten Strom- und Wärmeerzeugung ermittelt. Anschließend wird die Brennstoffeinsparung der gekoppelten gegenüber einer ungekoppelten Erzeugung proportional im Verhältnis der über die Referenzwirkungsgrade ermittelten Brennstoffeinsätze für Strom und Wärme aufgeteilt (MAUCH ET AL 2010).

chungen in ML (2010) ermittelte Emissionsfaktor zu gering. Folglich ist die Ausweisung eines absoluten Klimaschutzpotentials auf Basis von Emissionsfaktoren mit Unsicherheiten behaftet.

6.4 Beurteilung der Ergebnisse in Bezug auf die Signifikanz

Die vorhergehenden Kapitel der Diskussion und Bewertung beschreiben den Unterschied in den Ergebnissen der regionalen und standortspezifischen sowie allgemeingültigen Bilanzierungen. In diesem Zusammenhang zeigt sich, dass insbesondere die Ergebnisse im LK Göttingen deutliche Abweichungen zu den anderen Untersuchungsgebieten einerseits und den allgemeingültigen Bilanzen andererseits aufweisen (vgl. auch Tabelle 6-3). Die spezifischen Bilanzergebnisse der LKs Hildesheim und Celle liegen deutlich näher an denen der vorgestellten allgemeingültigen Bilanzierungen. Die hohe Abweichung der Ergebnisse des LK Göttingen im Vergleich zu den anderen Bilanzergebnissen ist darauf zurückzuführen, dass im LK Göttingen die Vorteile des Energiepflanzenanbaus mit ertragsstarken Böden und guten Wärmekonzepten vereint sind. Dies sind beides Faktoren mit einem hohen Einfluss auf das Bewertungsergebnis einerseits und auf den Unterschied in den Ergebnissen andererseits. Doch welche Signifikanz haben diese Abweichungen in Bezug auf die Ermittlung des Klimaschutzpotentials von Biogas?

Zur Beantwortung dieser Frage werden zunächst die von ML (2010) ausgewiesenen THG-Minderungspotentiale für Niedersachsen auf die Untersuchungsgebiete übertragen und den regionalen und standortspezifischen THG-Minderungspotentialen der LKs Hildesheim, Göttingen und Celle gegenübergestellt (vgl. Tabelle 6-3). Diese Gegenüberstellung verdeutlicht, dass das in der vorliegenden Arbeit spezifisch erhobene THG-Minderungspotential im LK Göttingen mit 33.960 t pro Jahr deutlich über dem liegt, das auf dem in ML (2010) identifiziertem THG-Minderungspotential pro Kilowattstunde basiert. Dieses beträgt lediglich 29.660 t pro Jahr. Für den LK Celle wird auf Basis dieses allgemeingültigen Faktors ein höheres THG-Minderungspotential ausgewiesen als die regional- und standortspezifischen Bilanzierungen der vorliegenden Arbeit zeigen.

Tabelle 6-3: Treibhausgasminderungspotential für Niedersachsen sowie für die Untersuchungsgebiete Hildesheim, Göttingen und Celle, eigene Berechnungen und ML (2010)

	LK HI	LK GÖ	LK CE
Installierte Leistung (MW _{el.})	7,1	5,9	17,2
Betriebsstunden	8.200	8.200	8.200
THG-Minderungspotential (kg CO ₂ -Äqv. / kWh _{el.})	0,613 0,642*	0,613 0,702*	0,613 0,592*
THG-Minderungspotential (absolut in t)	35.690 37.380*	29.660 33.960*	86.460 83.500*

* regional- und standortspezifisches THG-Minderungspotential

Folglich würde eine regional- und standortspezifische Bilanzierung der Biogasgewinnung und -nutzung zu einer Abweichung zu dem in ML (2010) ausgewiesenen 2,3 Mio. Tonnen CO₂-Äqv. an THG-Minderungspotential führen. Diese These wird auch durch die Untersuchungen von GELDERMANN et al (2012) bestätigt, deren ökobilanzielle Bewertung von Biogasanlagen unter Berücksichtigung der niedersächsischen Verhältnisse einen erheblichen Unterschied in den Ergebnissen der betrachteten Anlagen und Modellregionen aufzeigt (vgl. Kapitel 2.2.2).

Somit können Klimagasbilanzen auf Basis von allgemeingültigen Emissionsfaktoren nur eine Trendaussage widerspiegeln sowie zur Identifikation von Schwachstellen in der Prozesskette herangezogen werden. Zur Ausweisung von absoluten Klimaschutzpotentials sind allgemeingültige Bilanzierungen eher ungeeignet.

Weiterhin verdeutlichen die derzeitigen Entwicklungen in Bezug auf die geplante Einführung einer Zertifizierung²⁴ für die Strom-, Wärme und Kälteproduktion aus gasförmiger und fester Biomasse, wie wichtig eine möglichst exakte Bilanzierung der THG-Emissionen und anderer Umweltauswirkungen werden kann. Dies führt auch CLAUS (2013) in ihren Untersuchungen an, da die Förderung von fester und gasförmiger Biomasse durch die Einführung einer Zertifizierung zukünftig an die Einhaltung bestimmter Nachhaltigkeitskriterien wie z.B. bestimmter THG-Minderungspotentiale gekoppelt sein kann, so wie es für flüssige Biomasse bereits Standard ist.

Bislang finden die in der Richtlinie 2009/28/EG festgelegten Nachhaltigkeitskriterien im Biogassektor nur auf zu CNG (Compressed Natural Gas) aufbereitetes und als Kraftstoff eingesetztes Biogas Anwendung, sofern dieses auf die Biokraftstoffquote gemäß Biokraftstoffquotengesetz (BioKraftQuG) angerechnet werden soll. Ab 2015 soll die festgelegte energetische Beimischungsquote allerdings auf eine THG-Minderungsquote umgestellt werden. Mit dieser Entwicklung sind möglichst exakte THG-Bilanzen von hoher Bedeutung. So soll der Mindestanteil an Otto- und Dieselmotorkraftstoff ersetzenden Biokraftstoffs die THG-Emissionen der Gesamtmenge an Otto- und Dieselmotorkraftstoff um die folgenden in §37a des Bundesemissionsschutzgesetzes (BImSchG) festgelegte Quoten senken:

- ab dem Jahr 2015 um 3 %,
- ab dem Jahr 2017 um 4,5 % und
- ab dem Jahr 2020 um 7 %.

Im Falle einer Nichterfüllung dieser THG-Vermeidungsquoten ist mit Strafzahlungen zu rechnen, die bei 0,47 € pro kg CO₂-Äqv. liegen sollen (GUTCERT 2014). Folglich geht es bei der Berechnung des THG-Minderungspotentials nicht mehr darum unter einer vorgeschriebenen Emissionsgrenze zu liegen, sondern um die Erzeugung möglichst

²⁴ Die Generaldirektion Energie erarbeitet derzeit einen Vorschlag für eine Richtlinie zu Nachhaltigkeitskriterien für feste und gasförmige Biomasse (EC 2013). Ein erster Entwurf dieser Richtlinie ist den Verbänden im Herbst 2013 bereits zur Einsicht vorgelegt worden. In diesem Entwurf sind die geplanten Nachhaltigkeitskriterien sowie die Kriterien zur Bilanzierung der THG-Emissionen für feste und gasförmige Biomasse definiert.

exakter Bilanzergebnisse. Es ist nämlich davon auszugehen, dass der Marktpreis des Kraftstoffes wie CNG zukünftig an sein spezifisches THG-Vermeidungspotential gekoppelt ist. Somit würde eine fehlerhafte Berechnung der spezifischen Emissionen z.B. auf Basis von allgemeingültigen Emissionsfaktoren Einfluss auf den Erlös des als Kraftstoff genutzten Biomethans haben. Folglich können Unterschiede in THG-Bilanzen auch von monetärer Bedeutung werden.

7 Fazit und weiterer Forschungsbedarf

Im Rahmen der unterschiedlichen Basis- und Sensitivitätsbetrachtungen in den Kapiteln 4 und 5 konnten verschiedene regionale und standortspezifische Parameter identifiziert werden, die sich auf die Bilanzergebnisse des Energiepflanzenanbaus einerseits und auf die gesamte Prozesskette andererseits auswirken.

Dazu zählen beim Energiepflanzenanbau:

- der Biomasseertrag,
- der Düngemittelbedarf,
- die Art des eingesetzten Düngemittels (Gärrest oder Mineraldünger),
- direkte Landnutzungsänderungen,
- die Feldberegnung,
- die Feldarbeit

sowie bei der Biogasgewinnung und -verstromung

- der Substratinput,
- die Wärmegutschrift.

Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass unter Berücksichtigung spezifischer Parameter mit zum Teil signifikanten Unterschieden zu rechnen ist. Allerdings zeigen die Ergebnisse auch Probleme mit verschiedenen Datenquellen auf, die für eine exakte regionale und standortspezifische Bilanzierung weiter differenziert werden müssen.

So können die direkten und indirekten Lachgasemissionen als eine sehr wichtige Größe bei der Bilanzierung der THG-Emissionen identifiziert werden. In der Diskussion der Ergebnisse wird jedoch deutlich, dass diese Größe sehr stark von regionalen als auch bewirtschaftungsspezifischen Faktoren abhängt. Deshalb müssen die Lachgasemissionen insbesondere unter dem regionalspezifischen Bilanzierungsaspekt genauer quantifiziert werden.

Neben den Lachgasemissionen hat auch die Art und Menge der eingesetzten Düngemittel einen erheblichen Einfluss auf die Bilanzergebnisse. Daher müsste insbesondere eine genauere Differenzierung zwischen organischen Düngern und Mineraldüngern bezogen auf den regionalen Raum erfolgen.

Eine weitere Größe, die einen erheblichen Einfluss auf das Ergebnis einer Klimagasbilanz haben kann, sind die direkten Landnutzungsänderungen wie dem Grünlandumbruch. Auch geht aus der Diskussion hervor, wie wichtig eine regionalspezifische Zuordnung dieses Parameters in Bezug auf das Ergebnis der Klimagasbilanz ist. Allerdings fehlt es bislang an einer fundierten Datengrundlage für genau diese regionalspezifische Zuordnung. Diese sollte bei Berücksichtigung von direkten Landnutzungsänderungen aber zwingend vorliegen.

Weiterhin fehlt es an einer flächendeckenden Erhebung der Informationen zum Betrieb der Biogasanlagen. Die Untersuchungen von LIEBETRAU ET AL (2011) sowie die Biogasinventur des ML (ML 2012) liefern zwar bereits einen sehr großen Umfang der erforderlichen Daten. Diese müssen allerdings für eine exakte auf einen LK zugeschnittene Bilanzierung durch weitere Erhebungen z.B. zum Wärmenutzungsgrad ergänzt werden.

Neben den Problemen mit den beschriebenen Datenquellen haben die Untersuchungen gezeigt, dass die Erhebung und Verarbeitung regionaler und standortspezifischer Sachbilanzdaten mit einem sehr hohen Aufwand verbunden ist. Dieser Aufwand der Datenerhebung und -verarbeitung ist bei der Bestimmung von Klimaschutzpotentialen für mehrere Regionen, einzelne Bundesländer oder die gesamte Bundesrepublik allerdings kaum händelbar. Hier bedarf es oft praktikabler und zeitnah umsetzbarer Lösungen, ohne die erforderlichen Informationen aus unterschiedlichen Datenbanken herauszuarbeiten oder Umfrageergebnisse auszuwerten.

DRESEN & JANDEWERTH (2012) zeigen in ihren Untersuchungen eine Möglichkeit auf, mit georeferenzierten Daten eine ökologische und ökonomische Analyse durchzuführen. Demnach lassen sich mit Hilfe eines Geoinformationssystems (GIS) sowohl komplexe räumliche Sachverhalte wie Biomasseerträge, verfügbare Substrate und Wärmenutzungsmöglichkeiten darstellen als auch Kosten- und Emissionsbilanzen auf Basis dieser Informationen berechnen (DRESEN & JANDEWERTH 2012). Die Informationen zum Biomasseertrag und den verfügbaren Substraten liegen in Form von Agrarstatistiken vor, wie z.B. die des LSKN, die Grundlage der Erhebungen dieser Arbeit ist. So könnten weiterführende Arbeiten darin liegen, die bestehenden Datenbanken mit einem Geoinformationssystem zu verschneiden, um zukünftig regional- und standortspezifische Bilanzierungen mit einem geringeren Aufwand durchführen zu können.

Weiterhin sollte der Ansatz der regionalspezifischen Bilanzierung der Biogasproduktion und -verstromung im BHKW auf die Bilanzierung von Biokraftstoffen übertragen werden. Diese werden ebenfalls überwiegend aus speziell zu diesem Zweck angebauten Energiepflanzen gewonnen. Zu diesen zählen beispielsweise Raps-Korn zur Produktion von Biodiesel sowie Weizen-Korn und Zuckerrüben zur Bioethanolerzeugung. Die Klimagasbilanz der Bereitstellung dieser drei Biogaskulturen ist in Anhang VIII dargestellt und erläutert.

Wie bei der Bereitstellung der Biogaskulturen führt die Bilanzierung des Anbaus von Öl-, Zucker- oder Stärkepflanzen zur Biokraftgewinnung ebenfalls zu einer Ergebnisbandbreite für die drei Untersuchungsgebiete. Dies zeigen weitere Untersuchungen, auf die in Anhang VIII ein Ausblick gegeben wird. Die dort dargestellten Ergebnisse der Klimagasbilanz für die Bereitstellung von Energiepflanzen zur Kraftstofferzeugung zeigen eine regionale und standortspezifische Abweichung auf, die sich auf das THG-Minderungspotential von Kraftstoffen niederschlagen kann.

Somit ist auch hier die Ausweisung eines absoluten THG-Minderungspotentials auf Basis von allgemeingültigen Emissionsfaktoren mit Unsicherheiten behaftet. Diese Unsicherheiten können im Zuge der Dekarbonisierung von Biokraftstoffen auch enorme wirtschaftliche Konsequenzen beispielsweise für den einzelnen Anlagenbetreiber einer Ölmühle haben. Deshalb sollten in weiteren Untersuchungen die Unterschiede in den Ergebnissen der THG-Bilanzen auch im Hinblick auf die wirtschaftlichen Folgen näher betrachtet werden.

8 Zusammenfassung

Seit Beginn der neunziger Jahre wurden zahlreiche Studien zur energetischen und ökologischen Bewertung verschiedenster Bioenergien im Vergleich zu fossilen Energieträgern nach der Methodik der Ökobilanz erstellt. Dabei fällt auf, dass die Ergebnisse der Studien eine hohe Bandbreite aufweisen. Die Untersuchungen von BACHMAIER et al. (2009) beispielsweise variieren in der Bewertungskategorie der THG-Emissionen zwischen 0,016 - 0,470 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}. Weiterhin zeigen GELDERMANN et al. (2012) eine Ergebnisspanne von 0,025 - 0,337 kg CO₂-Äqv. / kWh_{el.}. Diese Ergebnisspannen lassen sich auf unterschiedliche Parameter zurückführen, die sich in methodische Einflussgrößen und Unterschiede in der Datengenauigkeit unterteilen lassen. Neben methodischen Einflussgrößen, wie der Auswahl des Allokationsverfahrens, hat die Repräsentativität der verwendeten Daten einen großen Einfluss auf die Bilanzergebnisse. So führt die Bilanzierung und Bewertung von Bioenergien aus speziell angebauten Energiepflanzen unter Berücksichtigung von regionalen und standortspezifischen Faktoren ebenfalls zu einer Bandbreite an Ergebnissen. Grund dafür sind regionale Unterschiede in der Anbaucharakteristik und im Biomasseertrag sowie standortspezifische Faktoren bei der Produktion und Nutzung des Biogases.

Ausgehend von der beschriebenen Problemstellung befasst sich die vorliegende Arbeit mit der Identifikation von regional- und standortspezifischen Faktoren sowie mit der Bewertung dieser Faktoren hinsichtlich ihrer Einflüsse auf die Bilanzergebnisse des Anbaus verschiedener Energiepflanzen und deren Konversion zu Biogas. Zu diesem Zweck werden folgenden Fragestellungen betrachtet:

- Welchen Einfluss haben regionale, standort- und anlagenspezifische Faktoren auf die Ergebnisse ökologischer und primärenergetischer Bewertungen?
- Wie groß ist der Ergebnisunterschied von regional- und standortspezifischen Bilanzen im Vergleich zu auf allgemeingültigen Annahmen basierenden Berechnungen?

Die zur Beantwortung dieser Fragen erforderlichen regionalen und standortspezifischen Bilanzierungen basieren auf den Grundsätzen der Ökobilanzierung nach DIN EN ISO 14040 und 14044 sowie auf den Grundsätzen zur Berechnung des kumulierten Energieaufwandes nach VDI 2067. Untersuchungsgegenstand ist der Anbau von verschiedenen Biogassubstraten sowie die Erzeugung von Biogas aus Mais-GPS und dessen Verstromung im BHKW in den Landkreisen Hildesheim, Celle und Göttingen. Die genannten Untersuchungsgebiete verteilen sich über die gesamte Metropolregion Hannover-Braunschweig-Göttingen-Wolfsburg und unterscheiden sich neben ihrer geografischen Lage insbesondere in ihrer Bodenbeschaffenheit, Ertragslage, Beregnungsbedürftigkeit und in ihrem Düngemittelaufwand. Die genannten Parameter stellen mit ihren Unterschieden wichtige Kenngrößen für die Sachbilanzierung dar. Wichtigste Datenquellen der Bilanzierungen der vorliegenden Arbeit sind die Erhebungen und Ergebnisse des Teilprojektes „Energiepflanzen“ aus dem BMBF-Verbundprojekt „Klimafolgenmanagement“. Diese werden durch verschiedene Datenbanken wie die des

LSKN (Landesbetrieb für Statistik und Kommunikationstechnologie Niedersachsen) und des KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) ergänzt.

Die auf dieser Basis erstellten spezifischen Sachbilanzen werden für jedes Untersuchungssystem in der Ökobilanzsoftware GaBi (Ganzheitliche Bilanzierung) abgebildet. Dadurch entstehen Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle, die die regionalen und standortspezifischen Eigenschaften des jeweiligen Untersuchungssystems widerspiegeln und nach unterschiedlichen Bewertungskategorien ausgewertet werden können. In der vorliegenden Arbeit erfolgt die Auswertung der spezifischen Bilanzierungsmodelle für die Bewertungskategorien der THG-Emissionen, des Primärenergieaufwandes sowie der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen.

Die Ergebnisse der regionalen und standortspezifischen Bilanzierungen zeigen sowohl Unterschiede bei der Bewertung des Energiepflanzenanbaus als auch bei der Bewertung der vollständigen Prozesskette der Biogasgewinnung und -verstromung. Zusammenfassend lassen sich die nachfolgenden Kernaussagen ableiten:

Energiepflanzenanbau:

- Die THG-Emissionen und der Primärenergieaufwand sind für den Anbau von Mais-GP im LK Celle mit 51,3 kg CO₂-Äqv. / t FM bzw. 95,1 kWh / t FM deutlich höher als in den Landkreisen Göttingen und Hildesheim. Dort liegen die THG-Emissionen bei 40,1 bzw. 42,9 kg CO₂-Äqv. / t FM und der Primärenergieaufwand bei 67,3 bzw. 72,1 kWh / t FM. Gründe für die Ergebnisunterschiede sind der in den LK Hildesheim und Göttingen höhere Biomasseertrag, die im LK Celle zusätzlich erforderliche Feldberegnung sowie die Aufwendungen für die Bereitstellung der erforderlichen Mineraldüngermenge. Bei den THG-Emissionen sind die stickstoffabhängigen Lachgasemissionen noch als Grund für den Ergebnisunterschied zu nennen. Die größten Anteile am Unterschied zwischen den Bilanzergebnissen haben in beiden Bewertungskategorien der Biomasseertrag und die Aufwendungen für die Feldberegnung.
- Die Ergebnisse der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen zeigen ebenfalls Unterschiede für den Anbau von Mais-GP auf. Diese fallen allerdings im Vergleich zu den Bewertungskategorien THG-Emissionen und Primärenergieaufwand geringer aus und sind nahezu vollständig auf den unterschiedlichen Biomasseertrag zurückzuführen.
- Unterstellt man dem LK Celle einen höheren Biomasseertrag, so zeigt sich, dass die Ergebnisse der THG-Bilanz und des Primärenergieaufwands trotzdem über den Ergebnissen der Landkreise Göttingen und Hildesheim liegen. Grund dafür ist der mit dem höheren Biomasseertrag verbundene steigende Stickstoffbedarf. Bei den versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen dagegen führt ein steigender Biomasseertrag im LK Celle zu gleichen bzw. auch besseren Ergebnissen.
- Weiterführende Untersuchungen zeigen, dass neben der Menge auch die Art der eingesetzten Düngemittel einen großen Einfluss auf das Ergebnis hat. So führt der vermehrte Einsatz von organischen Düngemitteln wie Gärresten zu einer deutlichen

Reduzierung der THG-Emissionen, wohingegen die versauernden und eutrophierenden Emissionen stark ansteigen. Somit hat eine regionalspezifische Betrachtung der Düngemittelart einen erheblichen Einfluss auf die Bilanzergebnisse.

- Die direkten und indirekten Lachgasemissionen sind die Größe mit dem größten Anteil an den THG-Emissionen, sind aber nur zu 13 % für den Unterschied zwischen den Bilanzergebnissen verantwortlich. Grund dafür ist die Berechnungsgrundlage nach IPCC (2006). Untersuchungen von HERRMANN et al. (2010) zeigen aber deutlich, dass Lachgasemissionen sehr stark von regionalen Parametern wie Boden und Klima abhängen. Demnach ist in den Landkreisen Göttingen und Hildesheim von deutlich höheren Lachgasemissionen auszugehen, die die Bilanzergebnisse der THG-Emissionen so stark verschlechtern, dass sie über denen des LK Celle liegen.

Biogaserzeugung und -nutzung:

- Im LK Göttingen kann für die Biogasgewinnung und -verstromung mit $0,08 \text{ kg CO}_2\text{-Äqv.} / \text{kWh}_{\text{el.}}$ die beste THG-Bilanz bzw. mit $-0,20 \text{ kWh} / \text{kWh}_{\text{el.}}$ der geringste Primärenergieaufwand erreicht werden. Die Ergebnisse der Landkreise Hildesheim und Celle sind mit $0,14$ und $0,19 \text{ kg CO}_2\text{-Äqv.} / \text{kWh}_{\text{el.}}$ bzw. $0,02$ und $0,19 \text{ kWh} / \text{kWh}_{\text{el.}}$ deutlich schlechter. Insgesamt kann so ein Ergebnisunterschied von 56 % bzw. 204 % nachgewiesen werden. Die genannten Ergebnisunterschiede sind auf den regionalspezifischen Maisanbau und die Wärmegutschrift zurückzuführen, wobei die Wärmenutzung mit 70 % den größten Anteil am Unterschied hat.
- Die Ergebnisse der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen zeigen ebenfalls Unterschiede für die Biogasgewinnung und -verstromung auf, die auf den Substratanbau und die Wärmegutschrift zurückzuführen sind. Allerdings fallen die Unterschiede mit jeweils 4 % im Vergleich zu den Bewertungskategorien THG-Emissionen und Primärenergieaufwand deutlich geringer aus. Dies ist auf den deutlich geringeren absoluten Anteil der Wärmegutschrift an den Gesamtemissionen zurückzuführen. Dennoch wird der Ergebnisunterschied der versauernd wirkenden Emissionen mit 66 % durch die Wärmegutschrift verursacht. Bei den eutrophierend wirkenden Emissionen ist mit 64 % der Substratanbau maßgeblich für die Unterschiede verantwortlich.
- Die Wärmegutschriften dominieren die Ergebnisse der THG-Emissionen und des Primärenergieaufwandes und wirken sich nur in einem geringen Umfang auf die versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen aus. Erfolgt statt einer Gutschrift für die substituierte Wärme eine Allokation nach Energiegehalt, so führt dies zu einer Erhöhung der THG-Emissionen und des Primärenergieaufwandes sowie zu einer Verringerung der versauernd und eutrophierend wirkenden Emissionen. Gleichzeitig verringert sich der Unterschied zwischen den Ergebnissen der THG-Emissionen und des Primärenergieaufwandes. Die Verursachung des generellen Unterschiedes in den Ergebnissen durch die angewendete Allokationsmethode kann allerdings ausgeschlossen werden.

- An Standorten mit guten Wärmenutzungsraten wie dem LK Göttingen ist eine direkte Verstromung der Aufbereitung und Einspeisung des Biogases in das Erdgasnetz vorzuziehen. An Standorten, an denen keine oder nur geringe Wärmesenken vorliegen, zeigt die Aufbereitung und Einspeisung mit zentraler Verstromung in einem BHKW eine bessere THG-Bilanz sowie einen geringeren Primärenergieaufwand auf.
- Direkte und indirekte Landnutzungsänderungen können einen sehr großen Einfluss auf die Ergebnisse der THG-Emissionen haben und die Ergebnisse dementsprechend deutlich verschlechtern. Allerdings gibt es für keinen dieser beiden Parameter eine wissenschaftlich fundierte Datengrundlage. Es wird aber deutlich, dass die regionale Betrachtung insbesondere von Grünlandumbruch das Bilanzergebnis der THG-Emissionen dominieren würde.

Zusammenfassend zeigen die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit, dass eine regionale und standortspezifische Bilanzierung von Biogas zu erheblichen Unterschieden in den Ergebnissen führen kann. Es wird anhand der vorliegenden Ergebnisse aber auch deutlich, dass bei wesentlichen Einflussgrößen für eine regionale und standortspezifische Quantifizierung weitere Untersuchungen erforderlich sind. Dazu zählen insbesondere die direkten und indirekten Lachgasemissionen sowie die Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen wie dem Grünlandumbruch.

Ein Vergleich der Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung mit auf allgemeingültigen Parametern basierenden THG-Bilanzen zeigt, dass die Ergebnisse, die auf Basis von allgemeingültigen Faktoren berechnet werden, zum Teil stark voneinander und von den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit abweichen. Somit lassen sich die Ergebnisse allgemeingültiger Bilanzen nicht auf einen einzelnen Landkreis herunterbrechen. THG-Minderungspotentiale, die anhand von allgemeingültigen Faktoren berechnet werden, sind demnach mit Unsicherheiten behaftet und können eine exakte Bilanzierung nicht ersetzen.

Weiterhin kann der exakten Bewertung des Anbaus von Biogassubstraten einerseits und der Biogasgewinnung und -verstromung andererseits auch eine hohe wirtschaftliche Bedeutung zugewiesen werden. Grund dafür ist, dass mit der geplanten Zertifizierung von gasförmiger Biomasse die Förderung der Stromgewinnung aus Biogas zukünftig an die Einhaltung bestimmter Nachhaltigkeitskriterien geknüpft werden kann. Darüber hinaus kann durch die sogenannte Dekarbonisierung von Biokraftstoffen ab 2015 der Erlös des entsprechenden Bioenergieträgers zukünftig an sein THG-Minderungspotential gekoppelt sein. Folglich sollten bei der Bewertung von Bioenergien die entsprechenden regionalen und standortspezifischen Parameter stets berücksichtigt werden. Eine Bilanzierung auf Basis von Standardwerten kann nur für eine Abschätzung des Umweltprofils dienen.

9 Verzeichnisse

9.1 Literaturverzeichnis

Anonymus (2011): Dauergrünland zwischen Schutz und Umbruch. Drucksache 16/4550, Niedersächsischer Landtag, Hannover 2011

ASUE (2011): BHKW Kenndaten 2011: Module, Anbieter, Kosten. Arbeitsgemeinschaft für sparsamen und umweltfreundlichen Energieverbrauch e.V. (Hrsg.), Berlin

Bachmaier, H., Bayer, K., Gronauer, A., Friedl, G., Rauh S., Pahl, H. (2009): Treibhausgasemissionen der Energieproduktion aus Biogas. Biogas Forum Bayern Nr. V - 3/2009

<http://www.biogas-forum-bayern.de/publikationen/Treibhausgasemissionen.pdf>

(letzter Zugriff am 27.04.2012)

BAFA (2012): Entwicklung der Erdgaseinfuhr in die Bundesrepublik Deutschland - Bilanzen 1998 - 2012

http://www.bafa.de/bafa/de/energie/erdgas/ausgewaehlte_statistiken/egashist.pdf

(letzter Zugriff am 10.12.12)

Bauböck, R. (2010): A simple crop model for the assessment of biomass potentials in Lower Saxony, Germany. Integration of Environmental Information in Europe

Bischofsberger, W. (2005): Anaerobtechnik. Springer, Berlin

*Boustead, I. (1996): LCA- How it came About. The Beginning in the U.K. *Int. J. LCA* 1 (3): 147-150*

BUS (1984): Oekobilanz von Packstoffen. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 24, Bundesamt für Umweltschutz, Bern

BUWAL (1991): Oekobilanzen von Packstoffen. Stand 1990. Schriftenreihe Umwelt Nr. 12, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern

BUWAL (1998): Ökoinventare für Verpackungen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 250 / Bd. 1 und 2 korrigierte und aktualisierte Auflage, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern

CEC (2005): Biomass Action Plan. Communication of the Commission of 7 December 2005, Commission of the European Communities, Brüssel

Claus, S. (2013): Energieproduktion aus Biogas in Schleswig-Holstein. Werden mit Mais die Nachhaltigkeitskriterien der EU erfüllt? Zeitschrift Mais 4/2013 (40. Jg.), Deutsches Maiskomitee e.V. (DMK), Bonn

DENA (2012): Biogaseinspeisung in Deutschland - Übersicht.

<http://www.biogaspartner.de/einspeiseatlas/projektliste-deutschland.html>

(letzter Zugriff am 21. 12 2012).

- Dittert, K., Augustin, J. (2012):* Treibhausgasminderung im Energiepflanzenanbau. Vortrag im Rahmen des 3. Forum Energiepflanzen, Jena
- Döhler, H. (2002):* Emissionen bei der Ausbringung von Fest- und Flüssigmist und Minderungsmaßnahmen. In: „Emissionen der Tierhaltung - Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen“, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (Hrsg.), Darmstadt
- Döhler, H. (2011):* Ammoniakemissionen bei der Düngung mit Gülle und Gärresten - Ursachen, Minderungsmaßnahmen, Minderungskosten. Düngungs- und Bodenschutztag des Landesamts für ländliche Entwicklung Landwirtschaft und Flurneuordnung. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (Hrsg.), Ruhlsdorf
- Dreier, T. (2000):* Ganzheitliche Systemanalyse und Potenziale biogener Kraftstoffe. Lehrstuhl für Energiewirtschaft und Anwendungstechnik der Technischen Universität München
- Dresen, B. (2008):* mündliche Auskunft über die Entfernungen für Substrattransporte, Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik, Oberhausen
- Dresen, B. (2010):* Wie funktioniert das? Durchführung von Carbon Footprints im betrieblichen Rahmen. Vortrag im Rahmen des Workshops: UMSICHT: Zur Sache - Carbon Footprint, Fraunhofer Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT, Oberhausen
- Dresen, B., Jandewerth, M. (2012):* Integration of spatial analyses into LCA - calculating GHG emissions with geoinformation systems. Int J Life Cycle Assess 17: 1094 - 1103
- Dressler, D. (2005):* Vergleichende Ökobilanz unterschiedlich geformter Karosserien am Beispiel des VW Passat. Diplomarbeit, Fachhochschule Braunschweig / Wolfenbüttel, Fachbereich Fahrzeug-, Produktions- und Verfahrenstechnik, Wolfsburg
- Dressler, D. (2008):* Ökologische Bewertung des Technologiepfades der Biogaseinspeisung als regeneratives Energieversorgungskonzept. Masterthesis, Hochschule für angewandte Wissenschaft und Kunst, Hildesheim / Holzminden / Göttingen, Fakultät Ressourcenmanagement, Göttingen
- Dressler, D. (2010):* Datenerhebung bei Anlagenbetreibern hinsichtlich der Technik und des Betriebs von Biogasanlagen in den Landkreisen Göttingen, Celle und Göttingen
- Dressler, D., Loewen, A. (2011):* Ganzheitliche Bewertung regional angepasster Bioenergiekonzepte unter dem Aspekt des Klimawandels. In: „Klimafolgenmanagement in der Metropolregion Hannover-Braunschweig-Göttingen“, GeoBerichte 18 S. 59-72, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (Hrsg.), Hannover

- Dressler, D., Roedger, J.-M., Loewen, A., Wallmann, R., Nelles, M. (2011a):* Biogasaufbereitung und -einspeisung - Eine sinnvolle Alternative zur dezentralen Verstromung?, In: „Tagungsband des 4. Biogas Innovationskongress – Effizienzsteigerung von Biogasanlagen“, 12. - 13. Mai 2011 in Osnabrück
- Dressler, D., Loewen, A., Nelles, M. (2012a):* Life cycle assessment of the supply and use of bioenergy: impact of regional factors on biogas production. *Int J Life Cycle Assess* 17: 1104–1115
- Dressler, D., Loewen, A., Nelles, M. (2012b):* Klimagasbilanzen von Biogas und ihre Aussagekraft. In „Tagungsband des 6. Rostocker Bioenergieforum“, 14-15 Juni, Nelles, M. (Hrsg.), Universität Rostock
- Eder, B., Krieg, A (2012):* Biogas-Praxis: Grundlagen, Planung, Anlagenbau, Beispiele, Wirtschaftlichkeit, Umwelt. Ökobuch-Verlag, Staufen bei Freiburg
- Eiler, T. (2009):* Sachgerechte Verwertung von Gärresten aus Biogasanlagen. Merkblatt, Landwirtschaftskammer Niedersachsen, FB 3.1.11 Nachhaltige Nutzung, Ländlicher Raum, Oldenburg
- Enquête-Kommission (1993):* Verantwortung für die Zukunft - Wege zum nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. Enquête-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des Bundestages (Hrsg.). Economica Verlag, Bonn
- Eyerer, P., Saur, K. (1996):* Die Ganzheitliche Bilanzierung - Definition, Geschichte, Hintergründe. In „Ganzheitliche Bilanzierung. Werkzeug zum Planen und Wirtschaften in Kreisläufen“, Eyerer, P. (Hrsg.), S. 1-26. Springer, Berlin
- Fehrenbach, H., Giegrich, J., Reinhardt, G., Rettenmaier, N. (2009):* Synopse aktueller Modelle und Methoden zu indirekten Landnutzungsänderungen ILUC - Kurzfassung, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg gGmbH (Hrsg.) Heidelberg
- Fink, P. (1997):* LCA History: How it came about. The roots of LCA in Switzerland - Continuous Learning by Doing. *Int. J. LCA* 2 (3): 131-137.
- Finkbeiner, M. (2013):* Indirekte Landnutzungsänderungen in Ökobilanzen - Wissenschaftliche Belastbarkeit und Übereinstimmung mit internationalen Standards. Technische Universität Berlin, Institut für technischen Umweltschutz, Lehrstuhl Sustainable Engineering, Berlin
- FNR (2009a):* Biogas Messprogramm // - 61 Biogasanlagen im Vergleich. Fachagentur Nachwachsender Rohstoffe e.V. (Hrsg.), erstellt durch das Johann-Heinrich von Thünen-Institut, Gülzow / Braunschweig
- FNR (2009b):* Einspeisung von Biogas in das Erdgasnetz. Fachagentur Nachwachsender Rohstoffe e.V. (Hrsg.), erstellt durch das Institut für Energetik und Umwelt gGmbH (IE), Gülzow / Leipzig

- FNR (2010):* Leitfaden Biogas - Von der Gewinnung zur Nutzung. Fachagentur Nachwachsender Rohstoffe e.V. (Hrsg.), Gülzow
- FNR (2013):* Anbau Nachwachsender Rohstoffe
http://mediathek.fnr.de/media/downloadable/files/samples/r/z/rz_fnr4_0252_grafik_nawaro_anbau_101013_deut.jpg (letzter Zugriff am Juni 2014).
- Fricke, E., Riedel, A. (2011):* Erträge durch Beregnung absichern. Landwirtschaftskammer Niedersachsen.
http://www.lwk-niedersachsen.de/download.cfm/file/185_da174b08-237d-eebf-5e2f59f7f94d9228~pdf.html (letzter Zugriff am 27.02.2013).
- Fritsche, U., Wiegmann, K. (2011):* Indirect Land Use Change and Biofuels. Studie im Auftrag des Europäischen Parlaments.
<http://www.europarl.europa.eu/activities/committees/studies/download.do?language=en&file=35128> (letzter Zugriff am 21.11.2012).
- Frischknecht, R., Bollens, U., Bossart, S., Ciot, M., Ciserie, L., Doka, G., Hischier, R., Martin, A., Dones, R., Gantner, U. (1996):* Ökoinventare für Energiesysteme - Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Ökobilanzen für die Schweiz. ETH Zürich
- Gärtner, S., Münch, J., Reinhardt, G., Vogt, R. (2008):* Materialband: E Ökobilanzen. In „Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland“, Vogt, R., Gärtner, S., Münch, J., Reinhardt, G., Köppen, S., Institut für Energie- und Umweltforschung (Ifeu), Heidelberg, Leipzig, Berlin, Darmstadt
- Geldermann, J., Schmehl, M., Hesse, M., Rottmann-Meyer, L., Hegger, A. (2012):* Ökobilanzielle Bewertung von Biogasanlagen unter Berücksichtigung der niedersächsischen Verhältnisse. Forschungsendbericht, Georg-August-Universität Göttingen / 3N - Kompetenzzentrum Niedersachsen Netzwerk Nachwachsende Rohstoffe e.V. im Auftrag des Niedersächsischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung, Göttingen
- GEMIS (2012):* Globales Emissions-Modell integrierter Systeme, Version 4.8. Internationales Institut für Nachhaltigkeitsanalysen und -strategien (INAS), Darmstadt
- Gognon, B., Ziadi, N., Rochette, P., Chantigny, M., Angers, D. (2011):* Fertilizer Source Influenced Nitrous Oxide Emissions from a Clay Soil under Corn. Soil Science Society of American Journal 70: 235-248
- Guineé, J., Heijungs, R. (2001):* Life Cycle Assessment - An operational guide to the ISO standards. Final Report, Centre of Environmental Science - Leiden University
- GUTcert (2014):* Dekarbonisierung von Biokraftstoffen ab 2015
<http://www.gut-cert.de/news-reader/dekarbonisierung-von-biokraftstoffen-ab-2015-was-kommt-auf-sie-zu.html> (letzter Zugriff: 20.03.2014)

- Hackmann, F. (2011):* Die Lachgasemissionen landwirtschaftlicher Nutzflächen - ein Überblick über die Gewichtung relevanter Parameter. Zusammenfassung der Bachelorarbeit, Institut für Landschaftsökologie, AG Angewandte Landschaftsökologie / Ökologische Planung, Westfälische Wilhelms-Universität Münster
- Haenel, H.-D. (2010):* Calculations of Emissions from German Agriculture - National Emission Inventory Report (NIR) 2010 for 2008. National Emission Inventory Report (NIR) , Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig
- Hartmann, K. (2006):* Life-cycle-assessment of industrial scale biogas plants. Dissertation, Georg-August-Universität, Göttingen
- HAUG (2012):* HAUG Kompressoren in der Biogas-Aufbereitung und der Biomethan-Einspeisung ins Erdgasnetz. St. Gallen, Schweiz:
http://www.haug.ch/download/Tech-Prospekt_Biogas_de.pdf
(letzter Zugriff: 23.04.2012)
- Heinecke, A. (2010):* Mündliche Auskunft zur Bewässerung von Energiepflanzen im LK Celle, Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Hannover
- Herrmann, A., Senbayram, M., Dittert, K. (2010):* Agraremissionen reduzieren. Biogas Journal 3: 90-94
- Hundt, B. (2010):* Energie- und Klimaeffizienz von Biogasanlagen mit Biogasaufbereitung und -einspeisung unter Nutzung von Silomais - Untersuchungen am Beispiel der Biogasanlage der HSE AG in Darmstadt-Wixhausen. Dissertation, Justus-Liebig-Universität Gießen
- Hunt, R. G., Frankling, W.E. (1996):* LCA - How it came about. Personal Reflections on the origin and the development of LCA in the USA. Int. J. LCA 1 (1), 1996: 4-7.
- Igelspacher, R. (2003):* Ganzheitliche Systemanalyse zur Erzeugung und Anwendung von Bioethanol im Verkehrssektor. Landtechnische Berichte aus Praxis und Forschung - Gelbes Heft 76, Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten, München
- IPCC (2006):* N₂O Emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application.
http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf (letzter Zugriff: 27.11.2012)
- IPCC (2007):* Intergovernmental Panel on Climate Change. Forth Assessment Report, WGI
- Jungkunst, H.F., Freibauer, A., Neufeldt, H., Bareth, G. (2006):* Nitrous oxide emissions from agriculture land use in Germany - a synthesis of available annual field data. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 169: 341 - 351

- Jury, C., Benetto, E., Koster, D., Schmitt, B., Welfring, J. (2010):* Life Cycle Assessment of biogas production by monofermentation of energy crops and injection into the national grid. *Biomass & Bioenergy* 34: 54-66.
- Kägi, T., Knuchel, R., Nemecek, T. Gaillard, G. (2007):* Ökobilanzen von Energiepflanzen. *Agrarforschung*, 2007: 460-465.
- Kaiser, E.A., Ruser, R. (2010):* Nitrous emissions of arable soils in Germany - An evaluation of six long-term field experiments. *Journals of Plant Nutrition and Soil Science* 163: 249-260.
- Kaltschmitt, M., Reinhardt, G. (1997):* Nachwachsende Energieträger - Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Vieweg Verlag, Stuttgart und Heidelberg
- Kim, S., Dale, B. (2009):* Regional variations in greenhouse gas emissions of biobased products in the United States - corn based ethanol and soybean oil. *Int J Life Cycle Assess* 14: 540-546
- Kindler, H., Nikles, A. (1979):* Energieaufwand zur Herstellung von Werkstoffen - Berechnungsansätze und Energieäquivalenzwerte von Kunststoffen. *Kunststoffe* 70: 802-807.
- Kindler, H., Nikles, A. (1980):* Energiebedarf bei der Herstellung und Verarbeitung von Kunststoffen. *Chem.-Ing.-Tech.* 51: 1-3.
- Klöpffer, W., Grahl, B. (2009):* Ökobilanz (LCA) - Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim
- Koffler, C. (2007):* Automobile Produkt-Ökobilanzierung. Dissertation, Technische Universität Darmstadt
- König, A. (2009):* Ganzheitliche Analyse und Bewertung konkurrierender Nutzungspfade für Biomasse im Energiesystem Deutschland bis zum Jahr 2030. Dissertation, Universität Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung IER, Stuttgart
- Kowalesky, H.-H. (2013):* Verminderung von Emissionen bei der Ausbringung organischer Dünger. Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Oldenburg
- Krause, A., Groß, G. (2011):* Regionales Management von Klimafolgen in der Metropolregion Hannover-Braunschweig-Göttingen. Teilprojekt 1: Lokaler Klimawandel. Endbericht, Leibniz Universität Hannover - Institut für Metrologie und Klimatologie
- Krinke, S., B. Boßdorf-Zimmer, Goldmann, D. (2005):* Ökobilanz Altfahrzeug- Recycling - Kurzfassung, Volkswagen AG, Wolfsburg
- KTBL (2006):* Energiepflanzen: Daten für die Planung des Energiepflanzenbaus. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (Hrsg.), Darmstadt
- KTBL (2009a):* Faustzahlen Biogas. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (Hrsg.), Darmstadt

- KTBL (2009b)*: Faustzahlen für die Landwirtschaft. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (Hrsg.), Darmstadt
- KTBL (2009c)*: Feldbewässerung - Betriebs- und arbeitswirtschaftliche Kalkulationen. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (Hrsg.), Darmstadt
- LBEG (2011)*: Bodenschätzungsdaten für die Metropolregion. Niedersächsisches Bodeninformationssystem NIBIS, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (Hrsg.), Hannover
- Leick, B. (2003)*: Emission von Ammoniak (NH_3) und Lachgas (N_2O) von landwirtschaftlich genutzten Böden in Abhängigkeit von produktionstechnischen Maßnahmen. Dissertation, Institut für Pflanzenernährung, Universität Hohenheim
- Lemmer, A. (2011)*: Biogaserzeugung. In „Biogas - Erzeugung, Aufbereitung, Einspeisung“, Graf, F., Bajohr, S., S. 75-118, Oldenbourg Industrieverlag GmbH, Hohenheim und Karlsruhe
- Leßmann, D. (2010)*: Biogasinventur für die Metropolregion Hannover-Braunschweig-Göttingen-Wolfsburg. Datenaufnahme im Rahmen des Verbundprojektes Regionales Management von Klimafolgen in der Metropolregion Hannover-Braunschweig-Göttingen. Teilprojekt 2: Energiepflanzen, GEO-NET Umweltconsulting GmbH, Hannover,
<http://www.klimafolgenmanagement.de/?pgid=130> (letzter Zugriff 27.03.2013)
- Lewandowski, I., Böhmel, C., Vetter, A. (2009)*: Angebaute Biomasse. In „Energie aus Biomasse - Grundlagen, Techniken und Verfahren“ Kaltschmitt, M., Hartmann H., Hofbauer, H., Springer-Verlag, Heidelberg
- Liebetrau, J., Daniel-Gromke, J., Oehmichen, K., Weiland, P., Friehe, J., Clemens, J., Hafermann, C. (2011)*: Emissionsanalyse und Quantifizierung von Stoffflüssen durch Biogasanlagen im Hinblick auf die ökologische Bewertung der landwirtschaftlichen Biogasgewinnung und Inventarisierung der deutschen Landwirtschaft. Forschungsendbericht, Deutsches Biomasse Forschungs Zentrum (DBFZ) in Zusammenarbeit mit dem Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik des VTI Johann Heinrich von Thünen Institut und der Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer Gewitra mbH, Leipzig, Braunschweig, Troisdorf
- LSKN (1999-2007)*: Agrarstatistiken, Landesamt für Statistik und Kommunikation Niedersachsen, Hannover
- LSKN (2007a)*: Bodennutzung und Ernte 2007. Statistische Berichte Niedersachsen, Hannover: Landesamt für Statistik und Kommunikationstechnologie Niedersachsen - Fachbereich 324 - Landwirtschaft, Hannover
- LSKN (2007b)*: Agrarstrukturerhebung 2007 - Viehbestand. Landesbetrieb für Statistik und Kommunikationstechnologie Niedersachsen - Fachbereich 324 Landwirtschaft, Hannover

- Lührs, T (2011)*: Telefonische Auskunft zur Diskussion über den verstärkten Grünlandumbbruch in Niedersachsen, Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Nov. 2011).
- Luo, L., E. van der Voet, G. Huppes, A. Helia, de Haes, U. (2009)*: Allocation issues in LCA methology: a case study of corn stover-based fuel ethanol. *Int J Life Cycle Assess* (2009) 14:529-539
- LWK Nds. (2010c)*: Boden-Klima-Räume in Niedersachsen.
http://www.lwk-niedersachsen.de/download.cfm/file/340_e26b5e3c-237d-eebf-5eabcf198b1447e6~pdf.html (Zugriff am 29.09.2011).
- LWK Nds. (2011a)*: Düngempfehlung der Landwirtschaftskammer Niedersachsen (Stand: 01.07.2008). In „Richtwert-Deckungsbeiträge 2011“, Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Oldenburg
- LWK Nds. (2010a)*: Empfehlungen zur Stickstoffdüngung nach der N_{min} -Methode (Stand: März 2010). Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Hannover
http://www.lwk-niedersachsen.de/download.cfm/file/341_7d961066-237d-eebf-5e8530e4811b95d9~pdf.html (Zugriff am 29.09.2011).
- LWK Nds. (2010b)*: N_{min} -Richtwerte 2010 für Niedersachsen - Übersicht über alle Kulturen. Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Hannover
http://www.lwk-niedersachsen.de/download.cfm/file/340_777a556b-af73-beeb-e83f249c8b853d7f~pdf.html (Zugriff am 29.09.2011).
- LWK Nds. (2011b)*: Richtwert-Deckungsbeiträge 2011. Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Oldenburg
- Mauch, W., Schäfer, H. (1996)*: Methodik zur Ermittlung des kumulierten Energieaufwandes. In „Ganzheitliche Bilanzierung - Werkzeug zum Planen und Wirtschaften in Kreisläufen“, Eyerer, P., S. 152-178. Springer-Verlag, Berlin
- Mauch, W., Corradini, R., Wiesemeyer, K., Schwentzek, M. (2010)*: Allokationsmethoden für spezifische CO₂-Emissionen von Strom und Wärme aus KWK-Anlagen.
http://www.ffe.de/download/wissen/334_Allokationsmethoden_CO2/ET_Allokationsmethoden_CO2.pdf
(Zugriff am 20.08.2013).
- Mayer, S., Schröder, G. (2008)*: Erläuterungspapier zum Entwurf der Biomasse Nachhaltigkeitsverordnung vom 05.12.2007
http://www.ufop.de/files/1213/3918/7047/RZ_Erlaeuterung_BioNachV_170108.pdf
(Zugriff am 23.05.2013).
- Memmler, M., Mohrbach, E., Schneider, S., Herbener, R. (2009)*: Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger - Durch Einsatz erneuerbarer Energien vermiedene Emissionen im Jahr 2007. *Climate Change* 12/2009, Umweltbundesamt, Dessau

- Memmler, M., Dreher, M. (2012)*: Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger - Durch Einsatz erneuerbarer Energien vermiedene Emissionen im Jahr 2010. Aktualisierte Anhänge 2 und 4 der Veröffentlichung „Climate Change 12/2009“, Umweltbundesamt, Dessau
- ML (2002)*: Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz - Die niedersächsische Landwirtschaft in Zahlen 2002.
http://www.profil.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=1343&article_id=4974&psmand=7 (Zugriff am 20.11.2012).
- ML (2011)*: Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz - Die niedersächsische Landwirtschaft in Zahlen 2011.
http://www.profil.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=1343&article_id=4974&psmand=7 (Zugriff am 20.11.2012).
- ML (2012)*: Biogasnutzung in Niedersachsen - Entwicklung, Stand und Perspektiven. Broschüre, Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung, Niedersächsisches Ministerium für Umwelt- und Klimaschutz, Hannover
- Möller, K., Schulz, R., Müller, T. (2009)*: Mit Gärresten richtig Düngen - Aktuelle Informationen für Berater, Universität Hohenheim - Institut für Pflanzenernährung in Zusammenarbeit mit E.ON Ruhrgas AG, Hohenheim
https://plantnutrition.uni-hohenheim.de/fileadmin/einrichtungen/plantnutrition/Duengung_mit_Bodenchemie/Leitfaden-Berater09092009.pdf
- Müller-Wenk, R. (1994)*: Ein Vorschlag zur einzelwirtschaftlichen Sicht zur Realisierung einer umweltkonformen Wirtschaft. In „Wirtschaftspolitik in der Umweltkrise“, S.268-286, Deutsche-Verlags-Anstalt, Stuttgart
- Nitsch, J., et al. (2004)*: Ökologisch optimierter Ausbau der Nutzung erneuerbarer Energien in Deutschland. Endbericht - Langfassung, Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR), Institut für Technische Thermodynamik; Institut für Energie- und Umweltforschung (ifeu); Wuppertal Institut für Klima, Umwelt und Energie, Stuttgart, Heidelberg und Wuppertal:
- Oberbacher, B., Nikodem, H., Klöpffer, W. (1996)*: LCA-How it came about. An early system analysis of packaging for liquids which would be called an LCA today. Int. J. LCA 1 (2): 62-65
- PE (2010)*: Datenbank und Dokumentation der Ökobilanzsoftware GaBi 4.4. PE International, Leinfelden-Echterdingen
- Pehnt, M., Vogt, R. (2007)*: Biomasse und Effizienz - Vorschläge zur Erhöhung der Energieeffizienz von §8 und §7-Anlagen im Erneuerbaren-Energien-Gesetz. Positionspapier Nr. 1 im Rahmen des Projektes "Energiebalance - Optimale Systemlö-

- sungen für Erneuerbare Energien und Energieeffizienz", IFEU Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg
- Plöchl, M., Heiermann, M. (2002):* Ökologische Bewertung der Bereitstellung landwirtschaftlicher Kosubstrate zur Biogaserzeugung. In „Bornimer Agrartechnische Berichte 32“, Institut für Agrartechnik Bornum e.V. (ATB), S. 97-105, Potsdam-Bornim
- Projektgruppe ökologische Wirtschaft (1987):* Produktlinienanalyse: Bedürfnisse, Produkte und ihre Folgen. Kölner Volksblattverlag, Köln
- Reinhardt, G., Zemanek, G. (2000):* Ökobilanz Bioenergieträger - Basisdaten, Ergebnisse, Bewertungen. Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Roth, U., Döhler, H., Hartmann, S., Wulf, S. (2011):* Treibhausgasbilanzen und CO₂-Äq.-Vermeidungskosten landwirtschaftlicher Biogasanlagen. In „Biogas in der Landwirtschaft - Stand und Perspektiven“, S. 488 ff, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (Hrsg.), Darmstadt
- Schäfer, H. (1974):* Fundamentals and methodology of investigating specific energy consumption. EG-Auftrag Nr. 145-74-ECIC, Brüssel
- SRU (2007): Klimaschutz durch Biomasse.* Kurzfassung des Sondergutachtens, Sachverständigenrat für Umweltfragen (Hrsg.), Berlin
- Statistisches Bundesamt (2012): Monatsbericht über die Elektrizitätserzeugung - Bilanz der Elektrizitätsversorgung.* 2012.
<https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/Energie/Erzeugung/Tabellen/BilanzElektrizitaetsversorgung.html>. (letzter Zugriff 20.03.2013)
- Thrän, D., Adler, P., Brosowski, A., Ciroth A., Fischer, E., Fritsche, U., Gödeke, K., Hennenberg, K., Hermann, A., Majer, S., Oehmichen, K., Pfeiffer, D., Schmersahl, R., Schröder, T., Stecher, K., Stinner, W., Zeller, V., Zeymer, M., Zschunke, T (2011):* Methodenhandbuch "Stoffstromorientierte Bilanzierung der Klimagaseffekte" - Methoden zur Bestimmung von Technologiekennwerten, Gestehungskosten und Klimagaseffekten von Vorhaben im Rahmen des BMU-Förderprogramm "Energetische Biomassenutzung". Methodenhandbuch Version 2.1 (Oktober 2011), Programmbegleitung des BMU-Förderprogramms "Energetische Biomassenutzung", Leipzig
- UBA (1992):* Ökobilanzen für Produkte. Bedeutung - Sachstand - Perspektiven. UBA Texte 38/92, Arbeitsgruppe des Umweltbundesamtes Berlin
- UBA (2000):* Ökobilanz für Getränkeverpackungen II. Zwischenbericht (Phase 1) zum Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes Berlin, Texte 37/00
- UBA (2002):* Ökobilanz für Getränkeverpackungen II, Phase 2. Forschungsbericht des Umweltbundesamtes Berlin , UBA Texte 51/02
- UBA (2012):* Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger - Durch Einsatz erneuerbarer Energien vermiedene Emissionen im Jahr 2010. Aktuelle Anhänge 2 und 4 der

Veröffentlichung "Climate Change 12/2009" - Stand August 2012, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Urban, W., Lohmann, H., Girod, K., Dachs, G., Zach, Ch. (2009): Band 4: Technologien und Kosten der Biogasaufbereitung und Einspeisung in das Erdgasnetz - Ergebnisse der Markterhebung 2007 - 2008. Abschlussbericht für das BMBF-Verbundprojekt "Biogaseinspeisung", Fraunhofer Institut für Energie-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT / BASE TECHNOLOGIES GmbH, Oberhausen und München

VDI (1997): Kumulierter Energieaufwand - Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden. Verein Deutscher Ingenieure, Beuth, Berlin

Velthof, G.L., Kuikman, P.J., Oenema, O. (2002): Nitrous oxide emissions from soils amended with crop residues. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62: 249-261

Vogt, R. (2008b): Basisdaten zu THG-Bilanzen für Biogas-Prozessketten und Erstellung neuer THG-Bilanzen. Kurzdokumentation, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH im Auftrag der E.ON Ruhrgas AG, Heidelberg und Altenessen

Vogt, R.; Gärtner, S.; Reinhardt, G.; Köppen, S.; Daniel, J.; Postel, J.; Scholwin, F.; Klinkschi, S.; Brohmann, B.; Fritsche, U.; Hennenberg, K.; Hünecke, K.; Rausch, L.; Köppel, J.; Peters, W.; Pusch, E.; Schultze, C. (2008a): Optimierung für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland. Endbericht mit Materialband, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH; Institut für Energetik und Umwelt gGmbH Leipzig; Fachhochschule für Wirtschaft Berlin, Öko-Institut e.V.; TU-Berlin; Peters Umweltplanung. Heidelberg, Leipzig, Berlin und Darmstadt

Volkswagen AG (2009): Der Passat - Umweltprädikat - Hintergrundbericht.

<http://www.google.de/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CCUQFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.volkswagen.de%2Fcontent%2Fmedialib%2Fvwd4%2Fde%2FVolkswagen%2FNachhaltigkeit%2Fservice%2Fdownload%2Fumweltpraedikate%2Fhintergrundberichtumweltpraedikatpassat>

(Zugriff am 08.10.2012).

von Buttlar, C. (2010): Entwicklung der Fruchtartenverhältnisse in der Metropolregion zwischen 1999 und 2007. Werkstattbericht im Rahmen des Verbundprojektes Management von Klimafolgen in der Metropolregion Hannover-Braunschweig-Göttingen. Teilprojekt 2: Entwicklung nachhaltiger standort- und klimaangepasster Anbaukonzepte für Energiepflanzen, Georg-August-Universität Göttingen - Interdisziplinäres Zentrum für Nachhaltige Entwicklung IZNE, Göttingen

<http://www.klimafolgenmanagement.de/?pgid=85> (letzter Zugriff 27.04.2013)

von Buttlar, C. (2009): Erhebungen zur Bewirtschaftungscharakteristik für die Untersuchungsgebiete (LK Hildesheim, LK Göttingen und LK Celle). Unveröffentlichte Er-

hebung im Rahmen des KFM-Projektes, Georg-August-Universität Göttingen - Interdisziplinäres Zentrum für Nachhaltige Entwicklung IZNE, Göttingen

von Buttlar, C., Karpenstein-Machan, M., Bauböck, R. (2012): Entwicklung nachhaltiger standort- und klimaangepasster Anbaukonzepte. Unveröffentlichter ausführlicher Fachbericht zum Verbundvorhaben "Regionales Management von Klimafolgen in der Metropolregion Hannover-Braunschweig-Göttingen, Georg-August-Universität Göttingen, Interdisziplinäres Zentrum für Nachhaltige Entwicklung IZNE, Göttingen

von Buttlar, C., Karpenstein-Machan, M., Bauböck, R. (2011): Potenziale für den Anbau und die Nutzung von Energiepflanzen unter Berücksichtigung des regionalisierten Klimawandels. In „Klimafolgenmanagement in der Metropolregion Hannover - Braunschweig - Göttingen“, Groß, G. et al., GeoBerichte 18 S. 40-58, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Hannover

Wardenaar, T., van Ruijven, T., Beltran, A., Vad, V., Guinée, J., und Heijungs, R. (2012): Differences between LCA for analysis and LCA for policy: a case study on the consequence of allocation choices in bio-energy policies. *Int J Life Cycle Assess* 17: 1059-1067.

Wichmann, T. (2012): Minderungspotential der Lachgasemissionen bei der Anwendung eines DMPP stabilisierten Stickstoffdüngers gegenüber konventionellen Stickstoffdüngern im Grünland unter Schnittnutzung. Bachelorarbeit, Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät, Christian-Albrecht Universität zu Kiel

Windt, A., Hoffmann, C. (2011): Zuckerrübe: Pflanze mit vielseitigen Verwendungsmöglichkeiten. Nicht nur Zucker-Rohstoff! *Neue Landwirtschaft* Nr. 10, 54-56.

9.2 Gesetzestexte, Richtlinien und Normen

BlmSchG: Bundes-Immissionsschutzgesetz (BlmSchG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013 (BGBl. I S. 1274), das durch Artikel 1 des Gesetzes vom 2. Juli 2013 (BGBl. I S. 1943) geändert worden ist

Biokraft-NachV: Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung vom 30. September 2009 (BGBl. I S. 3182), die zuletzt durch Artikel 2 der Verordnung vom 26. November 2012 (BGBl. I S. 2363) geändert worden ist

BioKraftQuG: Biokraftstoffquotengesetz vom 18. Dezember 2006 (BGBl. I S. 3180)

BioSt-NachV: Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung vom 23. Juli 2009 (BGBl. I S. 2174)

DüV: Düngeverordnung (DüV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist

EC (2013): Proposal for a Directive on sustainability criteria for solid and gaseous biomass used in electricity and/or heating and cooling and biomethane injected into the natural gas network.

<http://www.endseurope.com/docs/130819a.pdf> (letzter Zugriff 20.04.2014)

EEG 2004: Gesetze zur Neuregelung des Rechts der Erneuerbaren Energien im Strombereich v. 21.07.2004 (BGBl. I S. 1918), zuletzt geändert durch Art. 1 des Ersten Gesetzes zur Änderung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes v. 07.11.2006 (BGBl. I S. 2550)

EEG 2008: Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 25. Oktober 2008 (BGBl. I S. 2074), das zuletzt durch Artikel 12 des Gesetzes vom 22. Dezember 2009 (BGBl. I S. 3950) geändert worden ist

EEWärmeG: Erneuerbare-Energien-Wärmegesetz (EEWärmeG) vom 7. August 2008 (BGBl. I S. 1658), das zuletzt durch Artikel 14 des Gesetzes vom 21. Juli 2014 (BGBl. I S. 1066) geändert worden ist

ISO 14040:1997: International Standard (ISO); Norme Européenne (CEN): Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Prinzipien und allgemeine Anforderungen (ISO 14040:1997)

ISO 14040:2006: International Standard (ISO); Norme Européenne (CEN): Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006)

ISO 14044: International Standard (ISO); Norme Européenne (CEN): Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006)

ISO/TR 14047: Environmental management - Life cycle assessment - Illustrative examples on how to apply ISO 14044 to impact assessment situations (ISO/TR 14047:2012)

PAS 2050: Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. British Standards Institution, London, United Kingdom (PAS 2050:2011)

Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen vom 23. April 2009

9.3 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Das SETAC-Dreieck (Ursprung und Erweiterung), (KLÖPFFER & GRAHL 2009).....	6
Abbildung 2-2:	Meilensteine in der Entwicklung der energetischen und öko- logischen Bilanzierung, verändert nach (EYERER & SAUR 1996).....	8
Abbildung 2-3:	Bestandteile einer Ökobilanz, nach (ISO 14040:2006).....	18
Abbildung 2-4:	Vereinfachtes Verfahren einer Sachbilanz, nach (ISO 14044)	20
Abbildung 2-5:	Schematische Darstellung einer Prozesskette (mit Koppel- produktion)	20
Abbildung 2-6:	Schematische Darstellung einer Wirkungsabschätzung, verändert nach (KOFFLER 2007).....	22
Abbildung 3-1:	Prozesskette der Biogasgewinnung und -verstromung im BHKW	37
Abbildung 3-2:	Überblick über die allgemeinen Systemgrenzen bei der Bilanzierung der Energiepflanzenproduktion und Bioenergiegewinnung	38
Abbildung 3-3:	Schema einer Prozesskette mit Koppelproduktion am Beispiel Stromgewinnung in KWK mittels Biogas-BHKW, verändert nach (IGELSPACHER 2003)	41
Abbildung 3-4:	Herstellung der Nutzengleichheit bei der Systemraumerweiterung durch Subtraktion eines Äquivalenzsystems, verändert nach (KLÖPFFER & GRAHL 2009)	41
Abbildung 3-5:	Lage der Metropolregion und der Modellräume in Niedersachsen, (VON BUTTLAR et al. 2011)	43
Abbildung 3-6:	Schema zur Bilanzierung und Bewertung der Bereitstellung von Biogas, verändert nach DRESSLER & LOEWEN (2011)	52
Abbildung 3-7:	Datenquellen der verschiedenen Stoffstromanalysen	53
Abbildung 3-8:	Modellierter Prozessabschnitt der Bereitstellung und Ernte von Mais-GP im LK Göttingen	69
Abbildung 3-9:	Modellierter Prozessabschnitt der Bereitstellung und Ernte von Mais-GP im LK Celle	70
Abbildung 3-10:	Modellierter Prozessabschnitt des Transports und der Lagerung von Mais-GPS	71
Abbildung 3-11:	Modellierte Prozesskette der Biogasgewinnung aus Mais und -verstromung im BHKW am Beispiel des LK Göttingen.....	72

Abbildung 4-1:	THG-Emissionen der Bereitstellung verschiedener Biogaskulturen bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand (Basisszenario).....	74
Abbildung 4-2:	Fossiler Primärenergieaufwand der Bereitstellung verschiedener Biogaskulturen bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand, Basisszenario	76
Abbildung 4-3:	Versauernd wirkende Emissionen der Bereitstellung verschiedener Biogaskulturen bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand, Basisszenario	77
Abbildung 4-4:	Eutrophierend wirkende Emissionen der Bereitstellung verschiedener Biogaskulturen bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand, Basisszenario	79
Abbildung 4-5 :	Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Düngemiteleinsatz am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	81
Abbildung 4-6 :	Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Düngemiteleinsatz am Beispiel.....	84
Abbildung 4-7 :	Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Düngemiteleinsatz am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand.....	85
Abbildung 4-8 :	Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Düngemiteleinsatz am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand.....	85
Abbildung 4-9 :	Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	88
Abbildung 4-10 :	Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	89
Abbildung 4-11 :	Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	91
Abbildung 4-12 :	Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	92
Abbildung 4-13 :	Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Klimawandel am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	93

Abbildung 4-14 : Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Klimawandel am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	94
Abbildung 4-15 : Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegung am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand.....	95
Abbildung 4-16 : Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Klimawandel am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	96
Abbildung 4-17: Sensitivitätsanalyse : Einfluss des Biomasseertrags auf die Klimagasbilanz im LK Celle im Vergleich zu den Basisszenarien der LKs Hildesheim und Göttingen	97
Abbildung 4-18: Sensitivitätsanalyse : Einfluss des Biomasseertrags auf die versauernd wirkenden Emissionen im LK Celle im Vergleich zu den Basisszenarien der LKs Hildesheim und Göttingen	98
Abbildung 4-19 : Gegenüberstellung der Klimagasbilanzen der Sensitivitätsszenarien des LK Göttingen im Vergleich zu denen der Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete	100
Abbildung 4-20: Gegenüberstellung der Klimagasbilanzen der Sensitivitätsszenarien des LK Celle im Vergleich zu denen der Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete	100
Abbildung 4-21: Gegenüberstellung der versauernd wirkenden Emissionen der Sensitivitäts-szenarien des LK Göttingen im Vergleich zu denen der Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete	103
Abbildung 4-22: Gegenüberstellung der versauernd wirkenden Emissionen der Sensitivitäts-szenarien des LK Celle im Vergleich zu denen der Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete	103
Abbildung 5-1: Klimagasbilanz der Biogaserzeugung und -verstromung (Basisszenario), verändert nach (DRESSLER et al. 2012B)	108
Abbildung 5-2: Primärenergieaufwand der Biogaserzeugung und -verstromung (Basisszenario).....	110
Abbildung 5-3: Versauernd wirkende Emissionen der Biogaserzeugung und -verstromung (Basisszenario)	112
Abbildung 5-4: Eutrophierend wirkende Emissionen der Biogaserzeugung und -verstromung (Basisszenario)	112
Abbildung 5-5: Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Substratinput	115

Abbildung 5-6:	Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Substratinput	119
Abbildung 5-7:	Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios indirekte Landnutzungs- änderungen, verändert nach (DRESSLER et al. 2012B)	120
Abbildung 5-8:	Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Gärrestlagerung im Vergleich zum Basisszenario der Biogaserzeugung und -verstromung, verändert nach (DRESSLER et al. 2012B)	121
Abbildung 5-9:	Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Biogaseinspeisung	123
Abbildung 5-10:	Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Biogaseinspeisung	124
Abbildung 5-11:	Bilanzergebnisse der Sensitivitätsanalyse „Allokation der Überschusswärme“ für die Biogaserzeugung und -verstromung, verändert nach (DRESSLER et al. 2012A)	126
Abbildung 5-12 :	Gegenüberstellung der Klimagasbilanzen der Sensitivitätsszenarien des LK Göttingen im Vergleich zu denen der Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete	129
Abbildung 5-13:	Gegenüberstellung der Klimagasbilanzen der Sensitivitätsszenarien des LK Celle im Vergleich zu denen der Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete	129
Abbildung 5-14:	Gegenüberstellung der versauernd wirkenden Emissionen der Sensitivitätsszenarien des LK Göttingen im Vergleich zu denen der Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete	131
Abbildung 5-15:	Gegenüberstellung der versauernd wirkenden Emissionen der Sensitivitätsszenarien des LK Celle im Vergleich zu denen der Basisszenarien aller Untersuchungsgebiete	131
Abbildung 6-1:	Gegenüberstellung von Ergebnissen der Klimagasbilanzbilanzierung von Biogas auf Basis regionaler und standortspezifischer sowie allgemeingültiger Bilanzierungen	144

Abbildung A.IV - 1 :	Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Düngemitelein- satz am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	201
Abbildung A.IV - 2 :	Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Dünge- mitteleinsatz am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand.....	201
Abbildung A.IV - 3 :	Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Düngemitelein- satz am Beispiel der Bereitstellung von Triticale- GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand.....	202
Abbildung A.IV - 4 :	Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Düngemitelein- satz am Beispiel der Bereitstellung von Triticale- GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand.....	202
Abbildung A.IV - 5 :	Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Düngemitelein- satz am Beispiel der Bereitstellung von Roggen-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	203
Abbildung A.IV - 6 :	Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Dünge- mitteleinsatz am Beispiel der Bereitstellung von Roggen-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand.....	203
Abbildung A.IV - 7 :	Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Düngemitelein- satz am Beispiel der Bereitstellung von Roggen- GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand.....	204
Abbildung A.IV - 8 :	Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätszenarios Düngemitelein- satz am Beispiel der Bereitstellung von Roggen- GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand.....	204
Abbildung A.IV - 9 :	Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Düngemitelein- satz am Beispiel der Bereitstellung von Zuckerrüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	205
Abbildung A.IV - 10 :	Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Düngemittel- einsatz am Beispiel der Bereitstellung von Zuckerrüben bezo- gen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	205
Abbildung A.IV - 11 :	Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätszenarios Düngemitelein- satz am Beispiel der Bereitstellung von Zucker- rüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand.....	206
Abbildung A.IV - 12 :	Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Düngemitelein- satz am Beispiel der Bereitstellung von Zucker- rüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand.....	206

Abbildung A.V - 1 :	Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	207
Abbildung A.V - 2 :	Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	207
Abbildung A.V - 3 :	Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand.....	208
Abbildung A.V - 4 :	Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand.....	208
Abbildung A.V - 5 :	Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Roggen-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	209
Abbildung A.V - 6 :	Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Roggen-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	209
Abbildung A.V - 7 :	Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Roggen-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand.....	210
Abbildung A.V - 8 :	Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Roggen-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand.....	210
Abbildung A.V - 9 :	Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Zuckerrüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	211
Abbildung A.V - 10 :	Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Zuckerrüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	211
Abbildung A.V - 11 :	Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Zuckerrüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand.....	212
Abbildung A.V - 12 :	Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Zuckerrüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand.....	212

Abbildung A.VIII - 1 : THG-Emissionen der Bereitstellung verschiedener Biokraftstoffkulturen bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand . 223

9.4 Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Ziele und Nutzen der energetischen und ökologischen Bilanzierung im Allgemeinen	10
Tabelle 3-1:	Charakteristische Merkmale der Untersuchungsgebiete hinsichtlich Energiepflanzen-anbau und Bioenergiegewinnung, (LBEG 2010, von Buttlar 2010, Lessmann 2010, Dressler 2010)	44
Tabelle 3-2:	Bewertungskategorien mit den zugehörigen Wirkungsindikatoren (IPCC 2007; GUINEÉ & HEIJUNGS 2001).....	46
Tabelle 3-3:	Charakterisierungsfaktoren zur Quantifizierung des Treibhauseffektes bezogen auf einen Zeithorizont von 100 Jahren (IPCC 2007)	46
Tabelle 3-4:	Charakterisierungsfaktoren versauernd wirkender Emissionen in Luft zur Quantifizierung der Versauerung von Böden und Gewässern (GUINEÉ & HEIJUNGS 2001).....	47
Tabelle 3-5:	Charakterisierungsfaktoren eutrophierend wirkender Emissionen in Luft, Wasser und Boden zur Quantifizierung der Eutrophierung von Böden und Gewässern (GUINEÉ & HEIJUNGS 2001).....	47
Tabelle 3-6:	Untersuchungsszenarien der Bilanzierung des Energiepflanzen-anbaus	49
Tabelle 3-7:	Untersuchungsszenarien der Bilanzierung der Biogasgewinnung und -verstromung für die LKs Göttingen, Hildesheim und Celle	51
Tabelle 3-8:	Sachbilanz für den Anbau von Mais-GP bezogen auf 1 ha Anbaufläche in den LKs Hildesheim (LK HI), Göttingen (LK GÖ) und Celle (LK CE), verändert nach DRESSLER et al. (2012A).....	54
Tabelle 3-9:	Biomasseerträge für den Anbau und die Bereitstellung der verschiedenen Biogaskulturen für das Basisszenario und das Sensitivitätsszenario Klimawandel VON BUTTLAR et al. (2012).....	55
Tabelle 3-10:	Nährstoffzusammensetzung eines nicht aufbereiteten NawaRo-Gärrestes, nach FNR (2010).....	56
Tabelle 3-11:	Dieserverbrauch der verschiedenen Arbeitsschritte für die Bereitstellung von Mais-GP für die LKs Hildesheim, Göttingen und Celle, nach VON BUTTLAR (2009).....	58
Tabelle 3-12:	Ertragsergebnisse verschiedener Kulturen des LK Celle bei unterschiedlicher Beregnungsmenge, nach FRICKE & RIEDEL (2011)	59
Tabelle 3-13:	Angenommene Durchschnittliche spezifische Entfernungen des Substrattransportes zur Biogasanlage	61

Tabelle 3-14:	Wirtschaftsdüngerpotential und dessen mögliche Methanerzeugung, nach KTBL (2009A); LSKN (2007B) & ML (2012).....	62
Tabelle 3-15:	Landkreisspezifische Substratzusammensetzung für die Untersuchungsszenarien „Substratinput ohne Gülle“ und „Substratinput mit Gülle“	62
Tabelle 3-16:	Gasertrag und Methanausbeute verschiedener Substrate (KTBL 2009A)	63
Tabelle 3-17 :	Gutschriften für die Vergärung von Rinder- und Schweinegülle, (PEHNT & VOGT 2007; HAENEL 2010).....	63
Tabelle 3-18:	Sachbilanz für den Betrieb der Biogaserzeugung für das Basisszenario, bezogen auf 1 Nm ³ Biogas	64
Tabelle 3-19:	Sachbilanz für dezentrale Verstromung von Biogas in einem Gas-BHKW, bezogen auf 1 kWh _{el}	65
Tabelle 3-20:	Sachbilanz der Gasaufbereitung mittels Druckwasserwäsche	66
Tabelle 3-21:	Äquivalenzprodukte für die Allokation der Gärrestverwertung außerhalb der Systemgrenzen (Überschussgärrest).....	67
Tabelle 3-22:	Äquivalenzprozesse für die Allokation der Wärmenutzung außerhalb der Systemgrenzen am Beispiel des LK Göttingen	68
Tabelle 4-1:	THG-Emissionen der Bereitstellung verschiedener Biogaskulturen (Basisszenario) für die LKs Göttingen und Hildesheim sowie Unterschiede in den THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim.....	75
Tabelle 4-2:	Fossiler Primärenergieaufwand der Bereitstellung verschiedener Biogaskulturen (Basisszenario) für die LKs Göttingen und Hildesheim sowie Unterschiede in den THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim	76
Tabelle 4-3:	Versauernd wirkende Emissionen der Bereitstellung verschiedener Biogaskulturen (Basisszenario) für die LKs Göttingen und Hildesheim sowie Unterschiede in den THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim	78
Tabelle 4-4:	Eutrophierend wirkende Emissionen der Bereitstellung verschiedener Biogaskulturen (Basisszenario) für die LKs Göttingen und Hildesheim sowie Unterschiede in den THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim.....	80
Tabelle 4-5:	THG-Emissionen der Bereitstellung von Mais-GP in den LKs Göttingen und Hildesheim sowie Differenz der THG-Emissionen	

	zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim für das Sensitivitätsszenario Düngemiteleinsatz	82
Tabelle 4-6:	Primärenergieaufwand der Bereitstellung von Mais-GP in den LKs Göttingen und Hildesheim sowie Differenz der THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim für das Sensitivitätsszenario Düngemiteleinsatz	84
Tabelle 4-7:	Versauernd wirkende Emissionen der Bereitstellung von Mais-GP in den LKs Göttingen und Hildesheim sowie Differenz der THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim für das Sensitivitätsszenario Düngemiteleinsatz	86
Tabelle 4-8:	Eutrophierend wirkende Emissionen der Bereitstellung von Mais-GP in den LKs Göttingen und Hildesheim sowie Differenz der THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim für das Sensitivitätsszenario Düngemiteleinsatz.....	87
Tabelle 4-9:	Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Feldberechnung am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	88
Tabelle 4-10:	Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Feldberechnung am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	90
Tabelle 4-11:	Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberechnung am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	90
Tabelle 4-12:	Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberechnung am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand	91
Tabelle 4-13:	Prozentuale Ertragsveränderungen der Kulturen Mais-GP und Triticale-GP aufgrund eines prognostizierten Klimawandels, nach VON BUTTLAR, KARPENSTEIN-MACHAN UND BAUBÖK (2012)	93
Tabelle 4-14:	Gegenüberstellung der Klimagasbilanzen der Sensitivitäts-szenarien.....	101
Tabelle 4-15:	Gegenüberstellung der versauernd wirkenden Emissionen der Sensitivitätsszenarien.....	101
Tabelle 5-1:	THG-Emissionen der Biogasbereitstellung und -verstromung (Basisszenario) für die LKs Göttingen und Hildesheim sowie Unterschiede in den THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim.....	109

Tabelle 5-2:	Primärenergieaufwand der Biogasbereitstellung und -verstromung (Basisszenario) für die LKs Göttingen und Hildesheim sowie Unterschiede in den THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim	110
Tabelle 5-3:	Versauernde Emissionen der Biogasbereitstellung und -verstromung (Basisszenario) für die LKs Göttingen und Hildesheim sowie Unterschiede in den THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim	113
Tabelle 5-4:	Eutrophierende Emissionen der Biogasbereitstellung und -verstromung (Basisszenario) für die LKs Göttingen und Hildesheim sowie Unterschiede in den THG-Emissionen zwischen den LKs Celle und Göttingen sowie Celle und Hildesheim.....	113
Tabelle 5-5:	Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Substratinput	116
Tabelle 5-6:	Versauernde Emissionen des Sensitivitätsszenarios Substratinput	118
Tabelle 5-7:	Gegenüberstellung der Klimagasbilanzen der Sensitivitätsszenarien.....	130
Tabelle 5-8:	Gegenüberstellung der versauernd wirkenden Emissionen der Sensitivitätsszenarien	130
Tabelle 5-9:	Potentielle THG-Emissionen aufgrund direkter Landnutzungsänderungen, nach (FRITSCH & WIEGMANN 2011).....	132
Tabelle 6-1:	Regionale und standortspezifische Einflussgrößen und ihr Anteil am Unterschied in den Ergebnissen der energetischen und ökologischen Bewertung des Anbaus von Mais-GP in den LKs Göttingen und Celle	138
Tabelle 6-2:	Regionale und standortspezifische Einflussgrößen und ihr Anteil am Unterschied zwischen den Ergebnissen der energetischen und ökologischen Bewertung der Biogaserzeugung und -verstromung im LK Göttingen und im LK Celle	140
Tabelle 6-3:	Treibhausgasminderungspotential für Niedersachsen sowie für die Untersuchungsgebiete Hildesheim, Göttingen und Celle, eigene Berechnungen und (ML 2010).....	147

Tabelle A.I - 1 : N_{\min} -Richtwerte 2010 für Niedersachsen.....	191
Tabelle A.II - 1: Sachbilanz für den Anbau von Triticale-GP bezogen auf 1 ha Anbaufläche in den LKs Hildesheim (LK HI), Göttingen (LK GÖ) und Celle (LK CE), verändert nach (Dressler, Loewen und Nelles 2012a)	193
Tabelle A.II - 2: Sachbilanz für den Anbau von Roggen-GP bezogen auf 1 ha Anbaufläche in den LKs Hildesheim (LK HI), Göttingen (LK GÖ) und Celle (LK CE), verändert nach (Dressler, Loewen und Nelles 2012a)	194
Tabelle A.II - 3: Sachbilanz für den Anbau von Zuckerrüben bezogen auf 1 ha Anbaufläche in den LKs Hildesheim (LK HI), Göttingen (LK GÖ) und Celle (LK CE), verändert nach (Dressler, Loewen und Nelles 2012a)	195
Tabelle A.III - 1 : Sachbilanz für den Betrieb der Biogaserzeugung bezogen auf 1 Nm ³ Methan für das Szenario Substratinput ohne Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngern im LK Hildesheim	197
Tabelle A.III - 2 : Sachbilanz für den Betrieb der Biogaserzeugung bezogen auf 1 Nm ³ Methan für das Szenario Substratinput ohne Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngern im LK Göttingen	197
Tabelle A.III - 3 : Sachbilanz für den Betrieb der Biogaserzeugung bezogen auf 1 Nm ³ Methan für das Szenario Substratinput ohne Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngern im LK Celle.....	198
Tabelle A.III - 4 : Sachbilanz für den Betrieb der Biogaserzeugung bezogen auf 1 Nm ³ Methan für das Szenario Substratinput mit Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngern im LK Hildesheim	198
Tabelle A.III - 5 : Sachbilanz für den Betrieb der Biogaserzeugung bezogen auf 1 Nm ³ Methan für das Szenario Substratinput mit Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngern im LK Göttingen	199
Tabelle A.III - 6 : Sachbilanz für den Betrieb der Biogaserzeugung bezogen auf 1 Nm ³ Methan für das Szenario Substratinput mit Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngern im LK Celle.....	199

Tabelle A.VII - 1 : Regionale und standortspezifische Einflussgrößen und ihr Anteil am Unterschied in den Ergebnissen der energetischen und ökologischen Bewertung des Anbaus von Roggen-GP in den LKs Göttingen und Celle	219
Tabelle A.VII - 2 : Regionale und standortspezifische Einflussgrößen und ihr Anteil am Unterschied in den Ergebnissen der energetischen und ökologischen Bewertung des Anbaus von Triticale-GP in den LKs Göttingen und Celle	220
Tabelle A.VII - 3 : Regionale und standortspezifische Einflussgrößen und ihr Anteil am Unterschied in den Ergebnissen der energetischen und ökologischen Bewertung des Anbaus von Zuckerrüben in den LKs Göttingen und Celle	221

9.5 Abkürzungen und Begriffe

%	Prozent
A	Jahr
AG	Aktiengesellschaft
Äqv.	Äquivalente
BAFA	Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle
BGA	Biogasanlage
BHKW	Blockheizkraftwerk
BMA	Kumulierter Energieaufwand für die Herstellung der Betriebsmittel
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMJ	Bundesministerium der Justiz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BSA	Kumulierter Energieaufwand für die Herstellung der Betriebs- und Fertigungsstoffe
BUWAL	Bundesamt für Umweltschutz, Wald und Landschaft
bzw.	beziehungsweise
C ₂ F ₆	Perfluorethan
CE	Celle
CF ₄	Perfluormethan
CH ₄	Methan
CML-Methode	Ein Verfahren zur Wirkungsabschätzung innerhalb der Ökobilanz, entwickelt vom Centrum voor Milieukunde Leiden
CO ₂	Kohlendioxid
CO ₂ -Äqv.	Kohlendioxidäquivalente
DBFZ	Deutsches Biomasse Forschungszentrum
DBU	Deutsche Bundesstiftung Umwelt
DIN	Deutsches Institut für Normung
DüV	Düngemittelverordnung
DWW	Druckwasserwäsche
Ebd	ebendort
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EEWärmeG	Erneuerbare-Energien- Wärmegesetz
EMPA	Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt
EN	Europäische Norm

EPD	Environmental Product Declaration (Umweltproduktdeklaration)
et al.	und andere
EU	Europäische Union
FM	Frischmasse
FNR	Fachagentur Nachwachsender Rohstoffe e.V.
GaBi	Ganzheitliche Bilanzierung
GEMIS	Globales Emissionsmodell Integrierter Systeme
Gew. %	Gewichtsprozent
GÖ	Göttingen
GP	Ganzpflanze
GPS	Ganzpflanzensilage
H ₂ S	Schwefelwasserstoff
Ha	Hektar
HCl	Chlorwasserstoff
HF	Fluorwasserstoff
HI	Hildesheim
IFEU	Institut für Energie- und Umweltforschung
iLUC	Indirekte Landnutzungsänderungen (engl.: indirect Land Use Change)
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	Internationale Organisation für Normung
K ₂ O	Kaliumoxid
KEA	Kumulierter Energieaufwand
KEA _E	Kumulierter Energieaufwand für die Entsorgung
KEA _{fossil}	Kumulierter fossiler Energieaufwand
KEA _H	Kumulierter Energieaufwand für die Herstellung
KEA _N	Kumulierter Energieaufwand für die Nutzung
KEA _{nuklear}	Kumulierter nuklearer Energieaufwand
kg	Kilogramm
KNRA	Kumulierter nicht-regenerativer Aufwand
KRA	Kumulierter regenerativer Aufwand
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
kW	Kilowatt
kWh	Kilowattstunde
kWh _{el.}	Kilowattstunde elektrisch
kWh _{th.}	Kilowattstunde thermisch

KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
L	Liter
LCA	Life Cycle Assessment (Ökobilanz)
LK	Landkreis
LKs	Landkreise
LPG	Liquified Petroleum Gas
LSKN	Landesbetrieb für Statistik und Kommunikationstechnologie Niedersachsen
m ³	Kubikmeter
MgO	Magnesiumoxid
MJ	Megajoule
ML	Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
mm	Millimeter
N	Stickstoff
N ₂ O	Lachgas
NAGUS	Normenausschuss Grundlagen des Umweltschutz
NH ₃	Ammoniak
NH ₄ ⁺	Ammonium
NH ₄ -N	Ammoniumstickstoff
Nm ³	Normkubikmeter
N _{min}	verfügbarer mineralisierter Stickstoff im Boden
N _{mineralisch}	applizierter Stickstoff in mineralischer Form
NO ₃	Nitrat
N _{organisch}	applizierter Stickstoff in organischer Form
NO _x	Stickstoffoxide
NPK-Dünger	Mehrnährstoffdünger aus Stickstoff (N), Phosphat (P) und Kali- um (K)
NRA	nicht-regenerativer Aufwand
NRE	nicht-regenerativer Primärenergieeinsatz zur Bereitstellung der Endenergie
oTS	organische Trockensubstanz
P	Phosphor
P ₂ O ₅	Diphosphorpentoxid
PO ₄ ³⁻	Phosphat
PO ₄ ³⁻ -Äqv.	Phosphatäquivalente
ProBas	Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-

	Instrumente
PSA	Pressure Swing Adsorption (Druckwechseladsorption)
RA	regenerativer Aufwand
REA	primärenergetisch bewerteter Energieaufwand zur Entsorgung von Reststoffen
RED	Renewable Energy Directive
SALCA	Swiss Agricultural Life Cycle Assessment
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SF ₆	Schwefelhexafluorid
SO ₂	Schwefeldioxid
SO ₂ -Äqv.	Schwefeldioxidäquivalente
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
t	Tonne
TC	Technical Committee (Technisches Komitee)
THG	Treibhausgasemissionen
TM	Trockenmasse
TS	Trockensubstanz
UBA	Umweltbundesamt
UdSSR	Union der Sozialistischen Sowjetrepubliken
USA	United States of America
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
z.B.	zum Beispiel

Anhang I: Bestimmung der N_{\min} -Werte

Jedes Jahr werden von der Landwirtschaftskammer für die verschiedenen Boden-Klima-Räume in Niedersachsen unterschiedliche N_{\min} -Richtwerte herausgegeben. Die N_{\min} -Werte für die Biogaskulturen Mais-GP, Roggen-GP, Triticale-GP und Zuckerrüben zeigt Tabelle A.I - 1.

Tabelle A.I - 1 : N_{\min} -Richtwerte 2010 für Niedersachsen

Boden-Klima-Raum	Schicht [cm]	Mais [kg N_{\min} / ha]	Roggen [kg N_{\min} / ha]	Triticale [kg N_{\min} / ha]	Zuckerrüben [kg N_{\min} / ha]
9; 46, 51 sandige Böden	0-60	30	19	19	27
48; 50 sandige Böden	0-60	28	31	31	n.n.
45; 47 Lehmböden, leichte Lehmböden	0-60	31	30	30	46
11; 34; 45 Hügelland, Lehmböden	0-60	39	26	26	50

Anhand der in Abbildung A.I - 1 dargestellten Boden-Klimaräume wurden den Untersuchungsgebieten folgende Boden-Klima-Räume (BRK) und damit den in Tabelle A.I - 1 aufgeführten N_{\min} -Richtwerten zugeordnet:

- LK Göttingen: BKR: 11; 34; 45 → Hügelland, Lehmböden
- LK Hildesheim: BKR: 45 → Lehmböden, leichte Lehmböden
- LK Celle: BKR 46 → sandige Böden

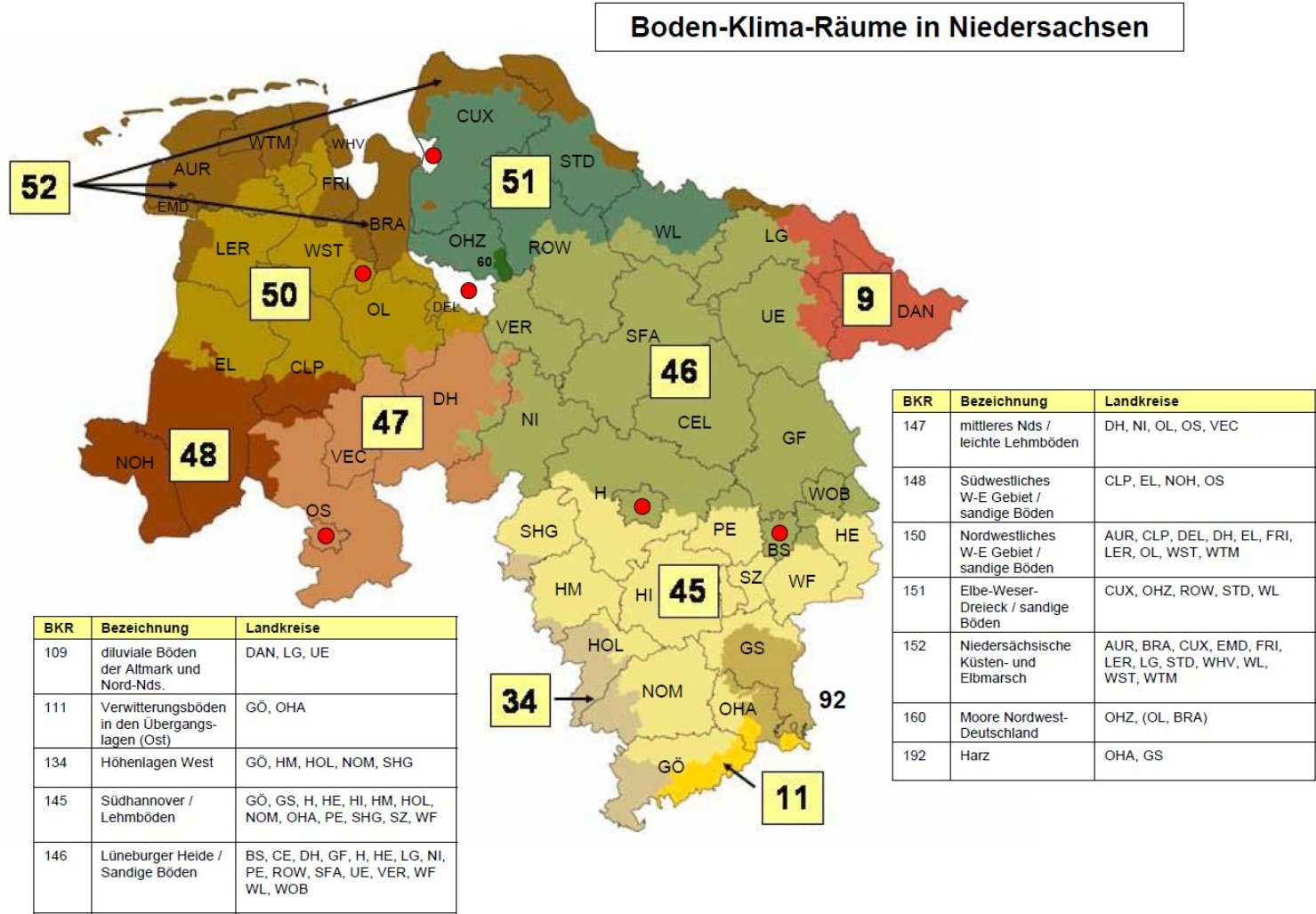


Abbildung A.I - 1 : Boden-Klima-Räume in Niedersachsen

Anhang II: Sachbilanzen des Energiepflanzenanbaus

Tabelle A.II - 1: Sachbilanz für den Anbau von Triticale-GP bezogen auf 1 ha Anbaufläche in den LKs Hildesheim (LK HI), Göttingen (LK GÖ) und Celle (LK CE), verändert nach DRESSLER et al. (2012a)

Parameter	Einheit	LK HI	LK GÖ	LK CE	Quelle
Input					
Stickstoffdünger (<i>Calciumammoniumnitrat</i>)	kg N / ha	94	98	105	(LWK Nds 2010a, LWK Nds 2010b, LWK Nds 2010c)
Phosphatdünger (Tripelsuperphosphat)	kg P ₂ O ₅ / ha	29	29	29	(LWK Nds 2011a) KFM Projekt
Kalidünger (Kaliumchlorid)	kg K ₂ O / ha	20	20	20	(LWK Nds 2011a) KFM Projekt
Magnesiumdünger (<i>Magnesiumsulfat</i>)	kg MgO / ha	23	23	23	(LWK Nds 2011a) KFM Projekt
Kalk (Kalksteinmehl)	kg CaCO ₃ / ha	300	300	300	(KTBL 2006) KFM Projekt
Gärrest	m ³ / ha	20	20	20	(KTBL 2006) KFM Projekt
Herbizide (Alachlor)	kg / ha	0,6	0,6	0,6	(KTBL 2009b)
Fungizid (Benomyl)	kg / ha	0,8	0,8	0,8	(KTBL 2009b)
Feldberegnung	m ³ / ha	-	-	6.100	(Fricke und Riedel 2011) KFM Projekt
Dieseltreibstoff	l / ha	83,8	71,7	57,6	(KTBL 2006), KFM Projekt
Output					
Triticale-GP	dt FM / ha	342,8	314,3	277,9*	(LSKN 1999-2008) KFM Projekt
direkte N ₂ O-Emissionen	% / kg N	1	1	1	(IPCC 2006)
indirekte N ₂ O-Emissionen	% / kg N _{organisch}	0,425	0,425	0,425	(IPCC 2006)
	% / kg N _{mineral.}	0,325	0,325	0,325	

*unter Berücksichtigung von Ertragssteigerungen um Faktor 1,158 durch eine mittlere Feldberegnung nach Fricke und Riedel (2011)

Tabelle A.II - 2: Sachbilanz für den Anbau von Roggen-GP bezogen auf 1 ha Anbaufläche in den LKs Hildesheim (LK HI), Göttingen (LK GÖ) und Celle (LK CE), verändert nach DRESSLER et al. (2012a)

Parameter	Einheit	LK HI	LK GÖ	LK CE	Quelle
Input					
Stickstoffdünger (<i>Calciumammoniumnitrat</i>)	kg N / ha	54	58	65	(LWK Nds 2010a, LWK Nds 2010b, LWK Nds 2010c)
Phosphatdünger (Tripelsuperphosphat)	kg P ₂ O ₅ / ha	29	29	29	(LWK Nds 2011a) KFM Projekt
Kalidünger (Kaliumchlorid)	kg K ₂ O / ha	20	20	20	(LWK Nds 2011a) KFM Projekt
Magnesiumdünger (<i>Magnesiumsulfat</i>)	kg MgO / ha	23	23	23	(LWK Nds 2011a) KFM Projekt
Kalk (Kalksteinmehl)	kg CaCO ₃ / ha	300	300	300	(KTBL 2006) KFM Projekt
Gärrest	m ³ / ha	20	20	20	(KTBL 2006) KFM Projekt
Herbizide (Alachlor)	kg / ha	0,6	0,6	0,6	(KTBL 2009b)
Fungizid (Benomyl)	kg / ha	0,8	0,8	0,8	(KTBL 2009b)
Feldberegnung	m ³ / ha	-	-	6.100	(Fricke und Riedel 2011) KFM Projekt
Dieseltreibstoff	l / ha	74,7	64,3	52,4	(KTBL 2006), KFM Projekt
Output					
Roggen-GP	dt FM / ha	285,7	342,8	277,9*	(LSKN 1999-2008) KFM Projekt
direkte N ₂ O-Emissionen	% / kg N	1	1	1	(IPCC 2006)
indirekte N ₂ O-Emissionen	% / kg N _{organisch}	0,425	0,425	0,425	(IPCC 2006)
	% / kg N _{mineral.}	0,325	0,325	0,325	

*unter Berücksichtigung von Ertragssteigerungen um Faktor 1,158 durch eine mittlere Feldberegnung nach Fricke und Riedel (2011)

Tabelle A.II - 3: Sachbilanz für den Anbau von Zuckerrüben bezogen auf 1 ha Anbaufläche in den LKs Hildesheim (LK HI), Göttingen (LK GÖ) und Celle (LK CE), verändert nach DRESSLER et al. (2012a)

Parameter	Einheit	LK HI	LK GÖ	LK CE	Quelle
Input					
Stickstoffdünger (<i>Calciumammoniumnitrat</i>)	kg N / ha	60	56	68	(LWK Nds 2010a, LWK Nds 2010b, LWK Nds 2010c)
Phosphatdünger (Tripelsuperphosphat)	kg P ₂ O ₅ / ha	60	60	50	(LWK Nds 2011a) KFM Projekt
Kalidünger (Kaliumchlorid)	kg K ₂ O / ha	264	264	237	(LWK Nds 2011a) KFM Projekt
Magnesiumdünger (<i>Magnesiumsulfat</i>)	kg MgO / ha	63	63	63	(LWK Nds 2011a) KFM Projekt
Kalk (Kalksteinmehl)	kg CaCO ₃ / ha	300	300	300	(KTBL 2006) KFM Projekt
Gärrest	m ³ / ha	20	20	20	(KTBL 2006) KFM Projekt
Herbizide (Trifluralin)	kg / ha	1,6	1,6	1,6	(KTBL 2009b)
Fungizid (Benomyl)	kg / ha	0,6	0,6	0,6	(KTBL 2009b)
Feldberegnung	m ³ / ha	-	-	6.500	(Fricke und Riedel 2011) KFM Projekt
Dieseltreibstoff	l / ha	104,3	92,1	82,4	(KTBL 2006), KFM Projekt
Output					
Zuckerrüben	dt FM / ha	608,7	608,7	554,8*	(LSKN 1999-2008) KFM Projekt
direkte N ₂ O-Emissionen	% / kg N	1	1	1	(IPCC 2006)
indirekte N ₂ O-Emissionen	% / kg N _{organisch}	0,425	0,425	0,425	(IPCC 2006)
	% / kg N _{mineral.}	0,325	0,325	0,325	

*unter Berücksichtigung von Ertragssteigerungen um Faktor 1,158 durch eine mittlere Feldberegnung nach Fricke und Riedel (2011)

Anhang III: Sachbilanzen der Biogasgewinnung und -nutzung

Tabelle A.III - 1 : Sachbilanz für den Betrieb der Biogasproduktion bezogen auf 1 Nm³ Methan für das Szenario Substratinput ohne Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngern im LK Hildesheim

Parameter	Einheit		Quelle
Input			
Mais-GPS	kg FM / Nm ³ Methan	6,6985	(KTBL 2009a, FNR 2010, von Buttlar 2010), KFM Projekt
Triticale-GPS	kg FM / Nm ³ Methan	1,3955	(KTBL 2009a, FNR 2010, von Buttlar 2010), KFM Projekt
Zuckerrüben	kg FM / Nm ³ Methan	0,9304	(KTBL 2009a, FNR 2010, von Buttlar 2010), KFM Projekt
Getreide-Korn	kg FM / Nm ³ Methan	0,2791	(KTBL 2009a, FNR 2010, von Buttlar 2010), KFM Projekt
Dieseltreibstoff	l / Nm ³ Methan	0,0023	(KTBL 2006), KFM Projekt
elektrische Energie	kWh _{el.} / Nm ³ Methan	0,28	(FNR 2009a), KFM Projekt
thermische Energie	kWh _{th.} / Nm ³ Methan	0,63	(FNR 2009a), KFM Projekt
Output			
Methan	Nm ³	1	(KTBL 2009a, FNR 2010)
Gärrest	kg / Nm ³ Methan	6,951	(KTBL 2009a, FNR 2010)
diffuse Methanemissionen	% CH ₄ / Nm ³ Methan	1	(Roth, et al. 2011, Vogt 2008b)
	kg CH ₄ / Nm ³ Methan	0,0072	

Tabelle A.III - 2 : Sachbilanz für den Betrieb der Biogasproduktion bezogen auf 1 Nm³ Methan für das Szenario Substratinput ohne Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngern im LK Göttingen

Parameter	Einheit		Quelle
Input			
Mais-GPS	kg FM / Nm ³ Methan	7,0043	(KTBL 2009a, FNR 2010, von Buttlar 2010), KFM Projekt
Triticale-GPS	kg FM / Nm ³ Methan	1,8193	(KTBL 2009a, FNR 2010, von Buttlar 2010), KFM Projekt
Getreide-Korn	kg FM / Nm ³ Methan	0,2729	(KTBL 2009a, FNR 2010, von Buttlar 2010), KFM Projekt
Dieseltreibstoff	l / Nm ³ Methan	0,0023	(KTBL 2006), KFM Projekt
elektrische Energie	kWh _{el.} / Nm ³ Methan	0,28	(FNR 2009a), KFM Projekt
thermische Energie	kWh _{th.} / Nm ³ Methan	0,63	(FNR 2009a), KFM Projekt
Output			
Methan	Nm ³	1	(KTBL 2009a, FNR 2010)
Gärrest	kg / Nm ³ Methan	6,756	(KTBL 2009a, FNR 2010)
diffuse Methanemissionen	% CH ₄ / Nm ³ Methan	1	(Roth, et al. 2011, Vogt 2008b)
	kg CH ₄ / Nm ³ Methan	0,0072	

Tabelle A.III - 3 : Sachbilanz für den Betrieb der Biogaserzeugung bezogen auf 1 Nm³ Methan für das Szenario Substratinput ohne Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngern im LK Celle

Parameter	Einheit		Quelle
Input			
Mais-GPS	kg FM / Nm ³ Methan	7,7294	(KTBL 2009a, FNR 2010, von Buttlar 2010), KFM Projekt
Roggen-GPS	kg FM / Nm ³ Methan	1,9324	(KTBL 2009a, FNR 2010, von Buttlar 2010), KFM Projekt
Dieseltreibstoff	l / Nm ³ Methan	0,0024	(KTBL 2006), KFM Projekt
elektrische Energie	kWh _{el.} / Nm ³ Methan	0,28	(FNR 2009a), KFM Projekt
thermische Energie	kWh _{th.} / Nm ³ Methan	0,63	(FNR 2009a), KFM Projekt
Output			
Methan	Nm ³	1	(KTBL 2009a, FNR 2010)
Gärrest	kg / Nm ³ Methan	7,3136	(KTBL 2009a, FNR 2010)
diffuse Methanemissionen	% CH ₄ / Nm ³ Methan	1	(Roth, et al. 2011, Vogt 2008b)
	kg CH ₄ / Nm ³ Methan	0,0072	

Tabelle A.III - 4 : Sachbilanz für den Betrieb der Biogaserzeugung bezogen auf 1 Nm³ Methan für das Szenario Substratinput mit Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngern im LK Hildesheim

Parameter	Einheit		Quelle
Input			
Mais-GPS	kg FM / Nm ³ Methan	6,4069	(KTBL 2009a, FNR 2010, von Buttlar 2010), KFM Projekt
Triticale-GPS	kg FM / Nm ³ Methan	1,3882	(KTBL 2009a, FNR 2010, von Buttlar 2010), KFM Projekt
Zuckerrüben	kg FM / Nm ³ Methan	0,8543	(KTBL 2009a, FNR 2010, von Buttlar 2010), KFM Projekt
Getreide-Korn	kg FM / Nm ³ Methan	0,2203	(KTBL 2009a, FNR 2010, von Buttlar 2010), KFM Projekt
Schweinegülle	kg FM / Nm ³ Methan	0,9610	(KTBL 2009a, FNR 2010, LSKN 2007b), KFM Projekt
Rindergülle	kg FM / Nm ³ Methan	0,7474	(KTBL 2009a, FNR 2010, LSKN 2007b), KFM Projekt
Dieseltreibstoff	l / Nm ³ Methan	0,0022	(KTBL 2006), KFM Projekt
elektrische Energie	kWh _{el.} / Nm ³ Methan	0,24	(FNR 2009a), KFM Projekt
thermische Energie	kWh _{th.} / Nm ³ Methan	1,05	(FNR 2009a), KFM Projekt
Output			
Methan	Nm ³	1	(KTBL 2009a, FNR 2010)
Gärrest	kg / Nm ³ Methan	7,7846	(KTBL 2009a, FNR 2010)
diffuse Methanemissionen	% CH ₄ / Nm ³ Methan	1	(Roth, et al. 2011, Vogt 2008b)
	kg CH ₄ / Nm ³ Methan	0,0072	

Tabelle A.III - 5 : Sachbilanz für den Betrieb der Biogaserzeugung bezogen auf 1 Nm³ Methan für das Szenario Substratinput mit Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngern im LK Göttingen

Parameter	Einheit		Quelle
Input			
Mais-GPS	kg FM / Nm ³ Methan	6,4054	(KTBL 2009a, FNR 2010, von Buttlar 2010), KFM Projekt
Triticale-GPS	kg FM / Nm ³ Methan	1,7348	(KTBL 2009a, FNR 2010, von Buttlar 2010), KFM Projekt
Getreide-Korn	kg FM / Nm ³ Methan	0,2668	(KTBL 2009a, FNR 2010, von Buttlar 2010), KFM Projekt
Schweinegülle	kg FM / Nm ³ Methan	2,001	(KTBL 2009a, FNR 2010, LSKN 2007b), KFM Projekt
Rindergülle	kg FM / Nm ³ Methan	2,3936	(KTBL 2009a, FNR 2010, LSKN 2007b), KFM Projekt
Dieseltreibstoff	l / Nm ³ Methan	0,0022	(KTBL 2006), KFM Projekt
elektrische Energie	kWh _{el.} / Nm ³ Methan	0,24	(FNR 2009a), KFM Projekt
thermische Energie	kWh _{th.} / Nm ³ Methan	1,26	(FNR 2009a), KFM Projekt
Output			
Methan	Nm ³	1	(KTBL 2009a, FNR 2010)
Gärrest	kg / Nm ³ Methan	8,638	(KTBL 2009a, FNR 2010)
diffuse Methanemissionen	% CH ₄ / Nm ³ Methan	1	(Roth, et al. 2011, Vogt 2008b)
	kg CH ₄ / Nm ³ Methan	0,0072	

Tabelle A.III - 6 : Sachbilanz für den Betrieb der Biogaserzeugung bezogen auf 1 Nm³ Methan für das Szenario Substratinput mit Berücksichtigung von Wirtschaftsdüngern im LK Celle

Parameter	Einheit		Quelle
Input			
Mais-GPS	kg FM / Nm ³ Methan	7,4514	(KTBL 2009a, FNR 2010, von Buttlar 2010), KFM Projekt
Triticale-GPS	kg FM / Nm ³ Methan	1,8924	(KTBL 2009a, FNR 2010, von Buttlar 2010), KFM Projekt
Schweinegülle	kg FM / Nm ³ Methan	0,9462	(KTBL 2009a, FNR 2010, LSKN 2007b), KFM Projekt
Rindergülle	kg FM / Nm ³ Methan	1,3012	(KTBL 2009a, FNR 2010, LSKN 2007b), KFM Projekt
Dieseltreibstoff	l / Nm ³ Methan	0,0022	(KTBL 2006), KFM Projekt
elektrische Energie	kWh _{el.} / Nm ³ Methan	0,24	(FNR 2009a), KFM Projekt
thermische Energie	kWh _{th.} / Nm ³ Methan	1,05	(FNR 2009a), KFM Projekt
Output			
Methan	Nm ³	1	(KTBL 2009a, FNR 2010)
Gärrest	kg / Nm ³ Methan	8,1616	(KTBL 2009a, FNR 2010)
diffuse Methanemissionen	% CH ₄ / Nm ³ Methan	1	(Roth, et al. 2011, Vogt 2008b)
	kg CH ₄ / Nm ³ Methan	0,0072	

Anhang IV: Grafische Auswertung des Sensitivitätsszenarios Düngemiteleinatz

Bereitstellung von Triticale-GP

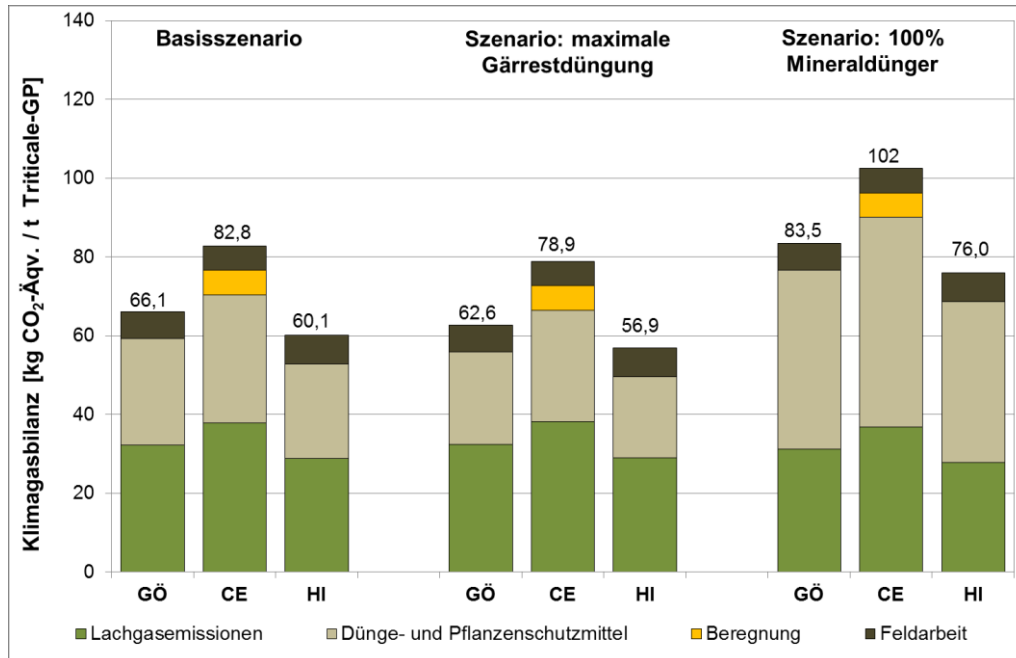


Abbildung A.IV - 1 : Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Düngemiteleinatz am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

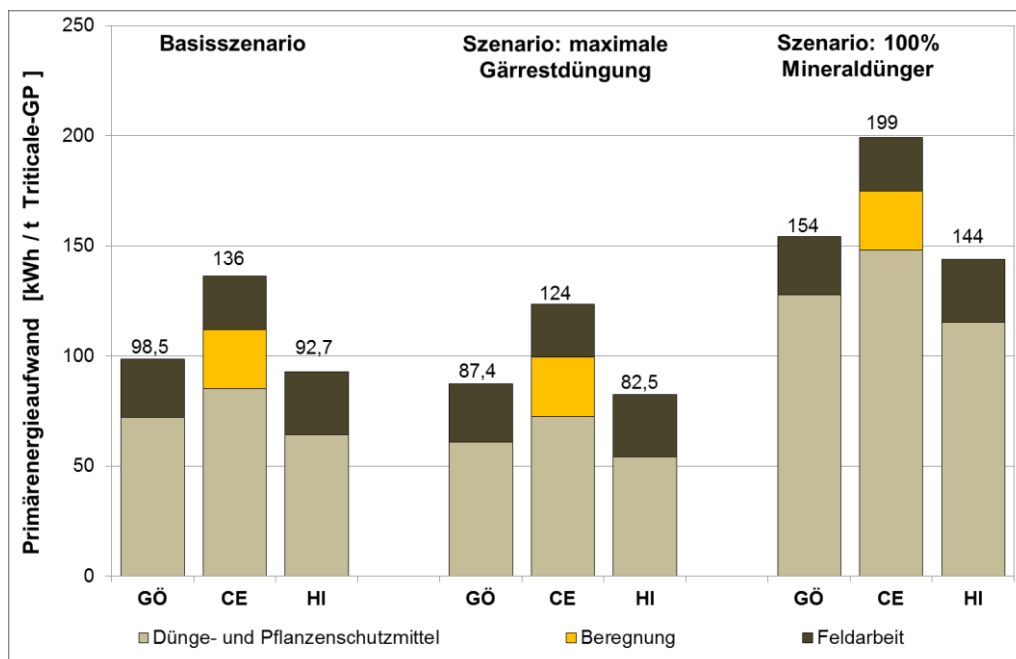


Abbildung A.IV - 2 : Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Düngemiteleinatz am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

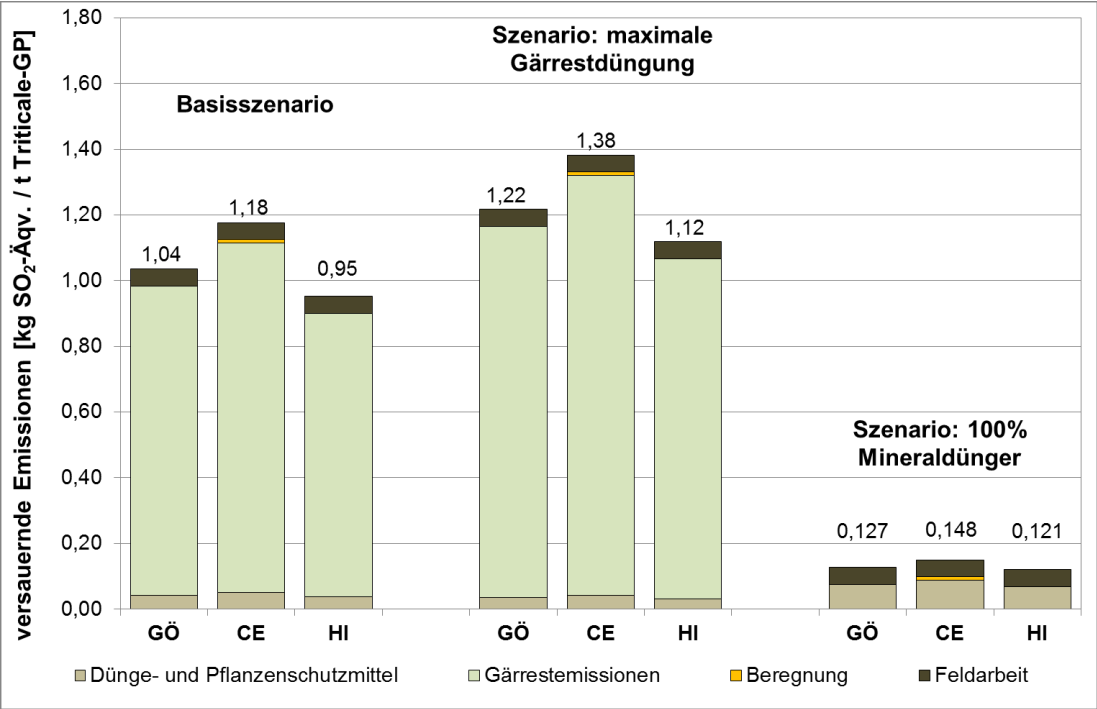


Abbildung A.IV - 3 : Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Düngemittleinsatz am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

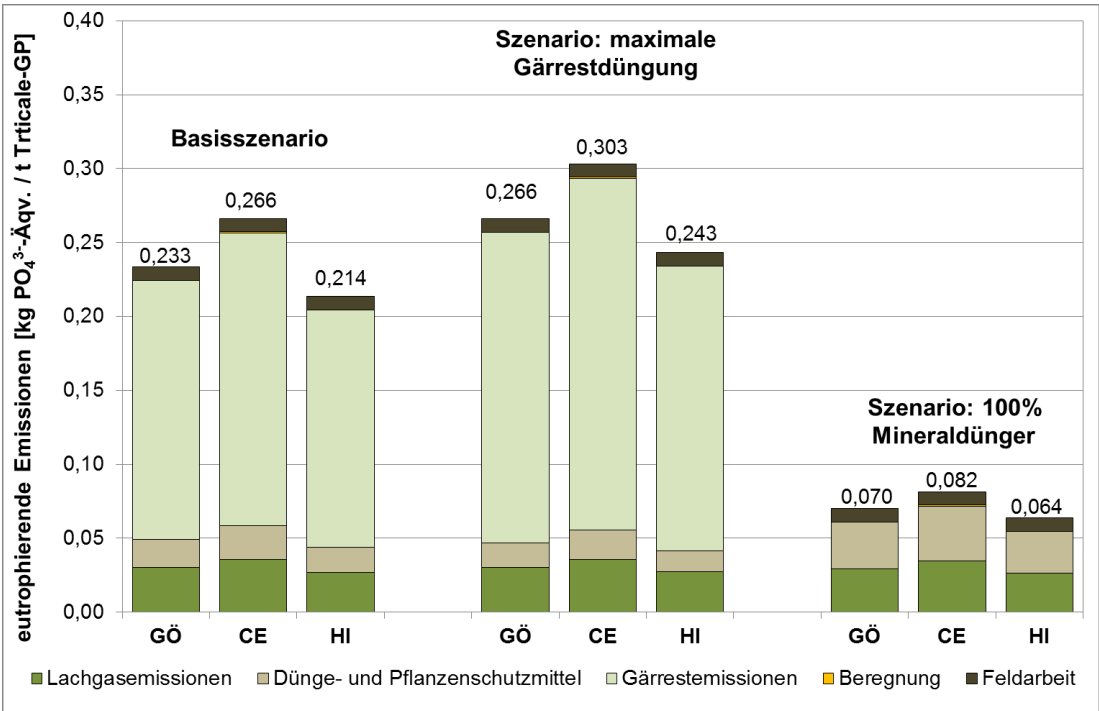


Abbildung A.IV - 4 : Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Düngemittleinsatz am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

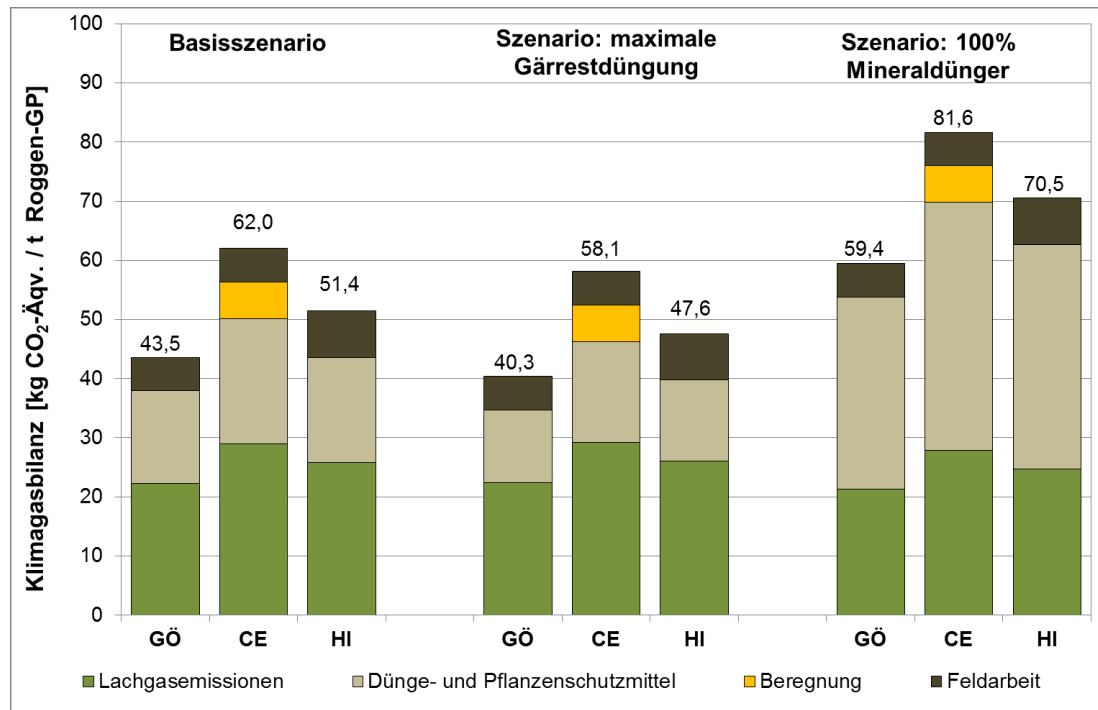
Bereitstellung von Roggen-GP

Abbildung A.IV - 5 : Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Düngemiteleininsatz am Beispiel der Bereitstellung von Roggen-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

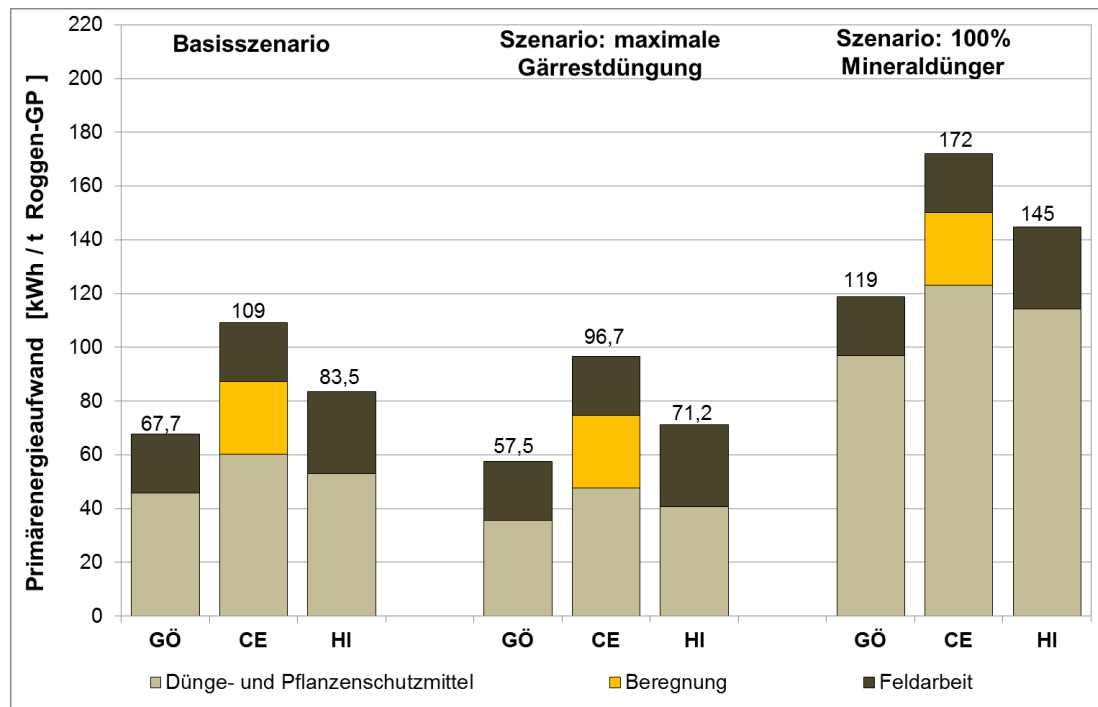


Abbildung A.IV - 6 : Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Düngemiteleininsatz am Beispiel der Bereitstellung von Roggen-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

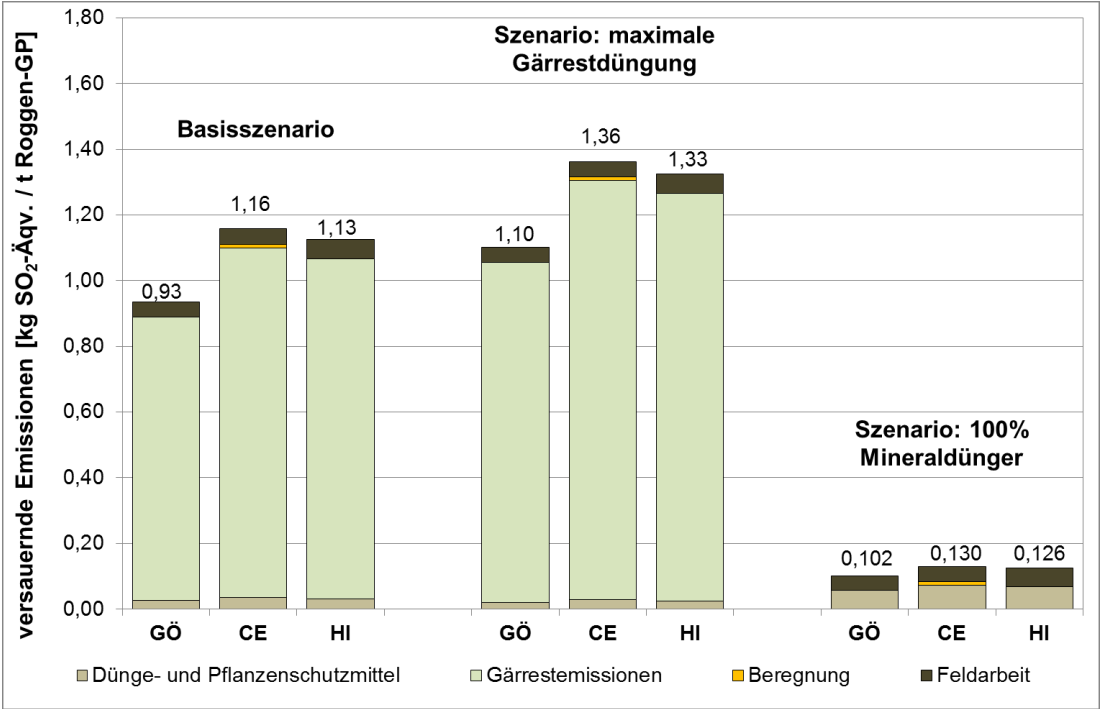


Abbildung A.IV - 7 : Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Düngemittelleinsatz am Beispiel der Bereitstellung von Roggen-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

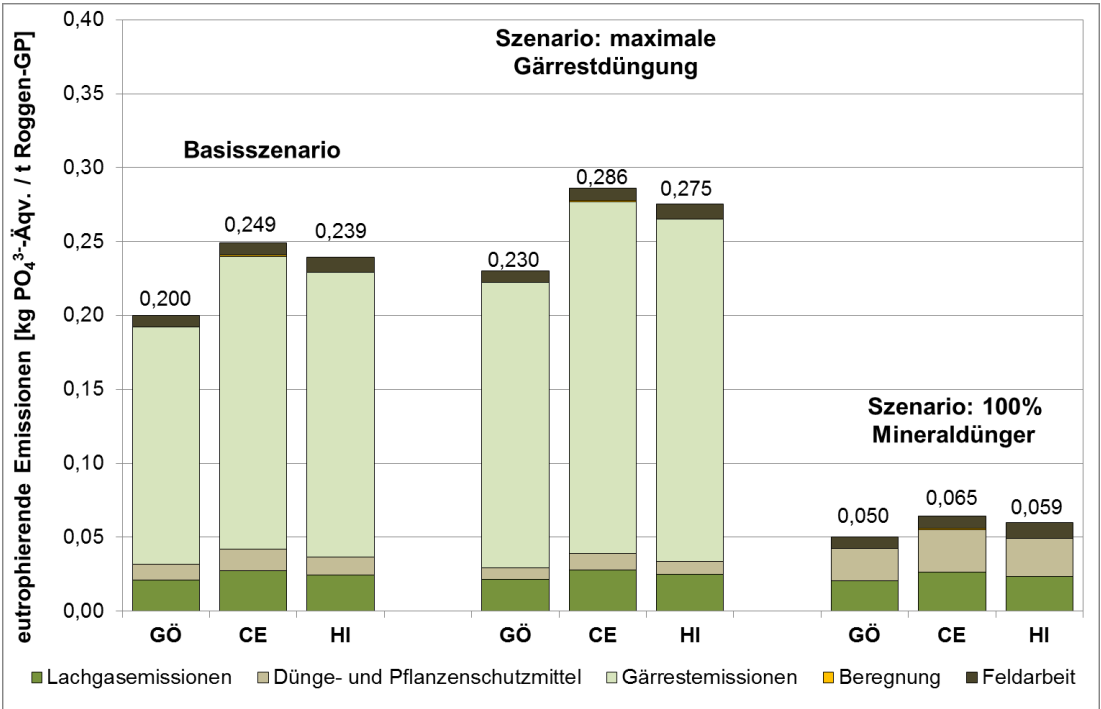


Abbildung A.IV - 8 : Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Düngemittelleinsatz am Beispiel der Bereitstellung von Roggen-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

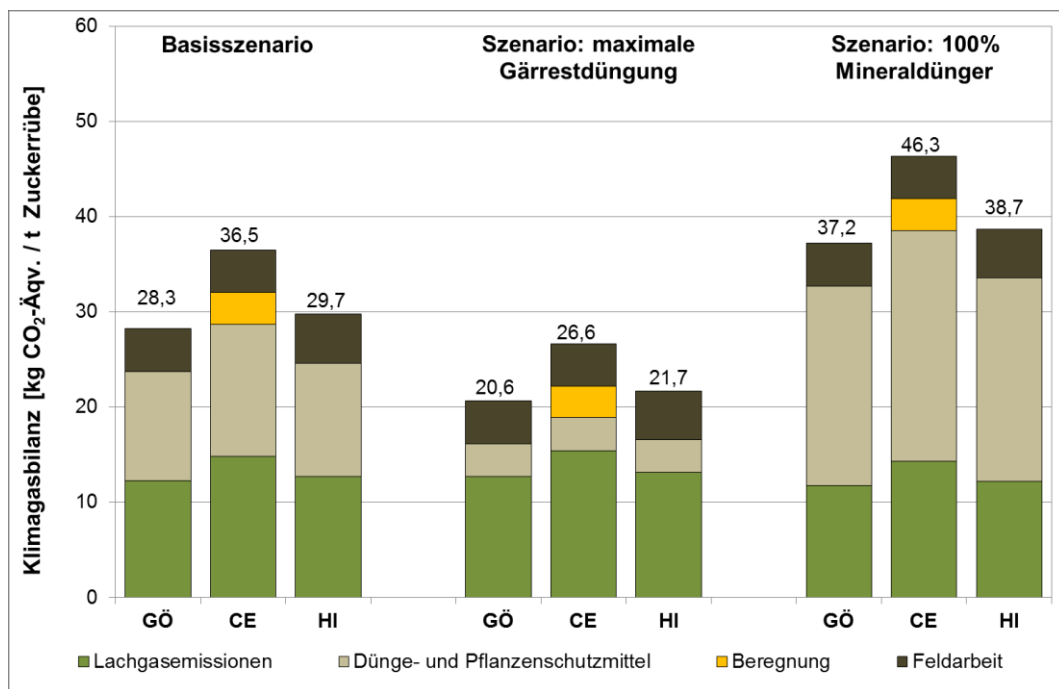
Bereitstellung von Zuckerrüben

Abbildung A.IV - 9 : Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Düngemiteileinsatz am Beispiel der Bereitstellung von Zuckerrüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

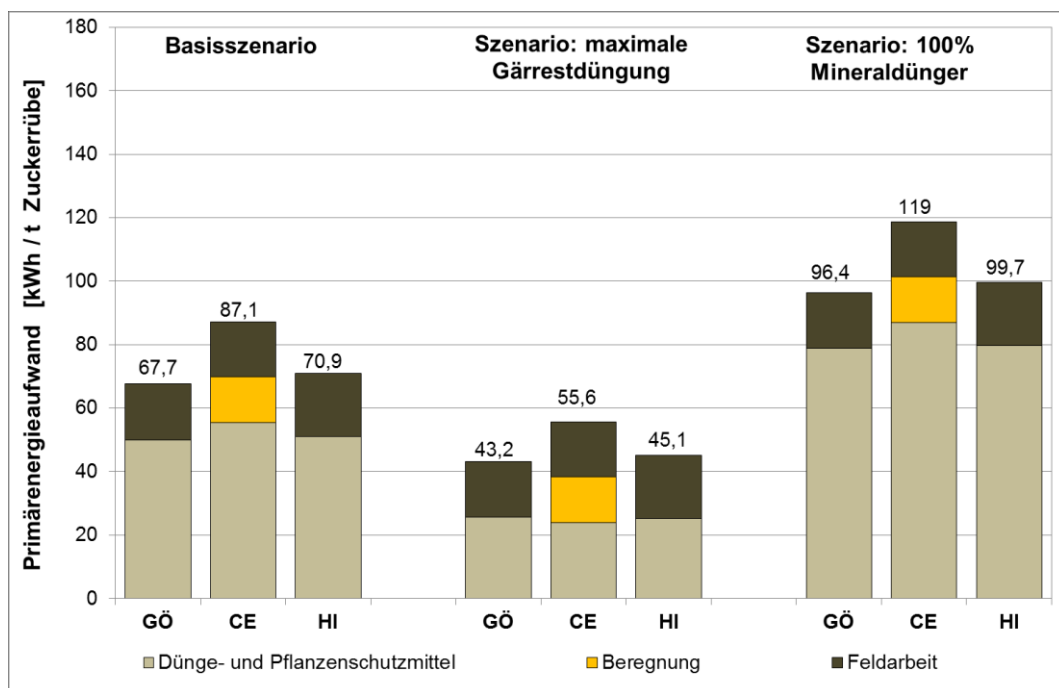


Abbildung A.IV - 10 : Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Düngemiteileinsatz am Beispiel der Bereitstellung von Zuckerrüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

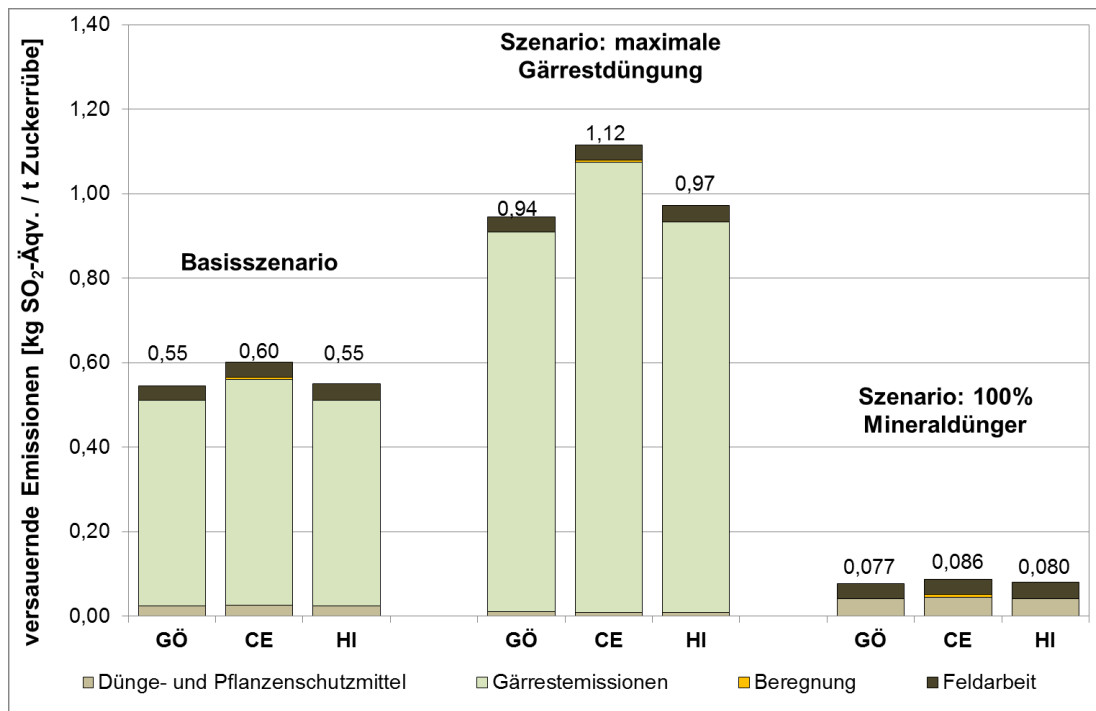


Abbildung A.IV - 11 : Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Düngemittleinsatz am Beispiel der Bereitstellung von Zuckerrüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

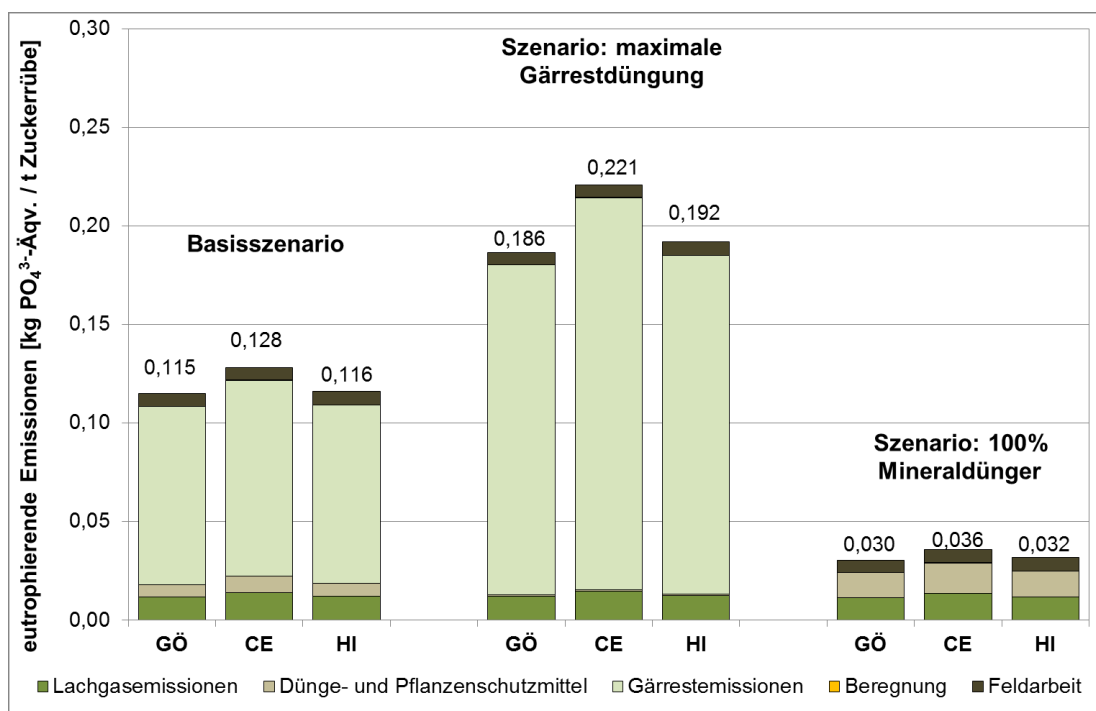


Abbildung A.IV - 12 : Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Düngemittleinsatz am Beispiel der Bereitstellung von Zuckerrüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

Anhang V: Grafische Auswertung des Sensitivitätsszenarios Feldberechnung

Bereitstellung von Triticale-GP

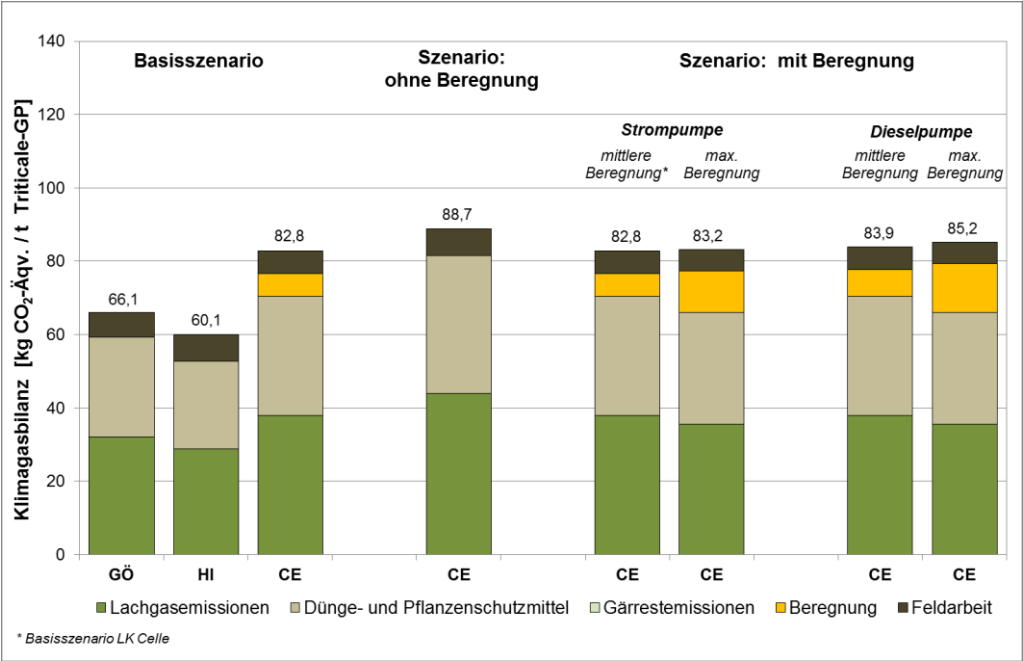


Abbildung A.V - 1 : Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Feldberechnung am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

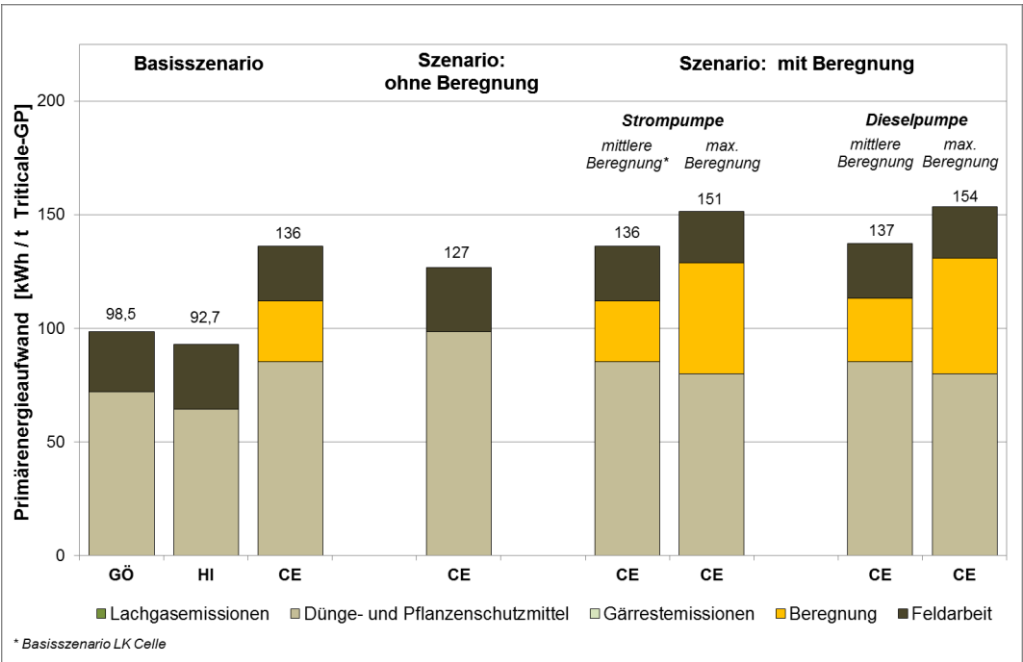


Abbildung A.V - 2 : Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Feldberechnung am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

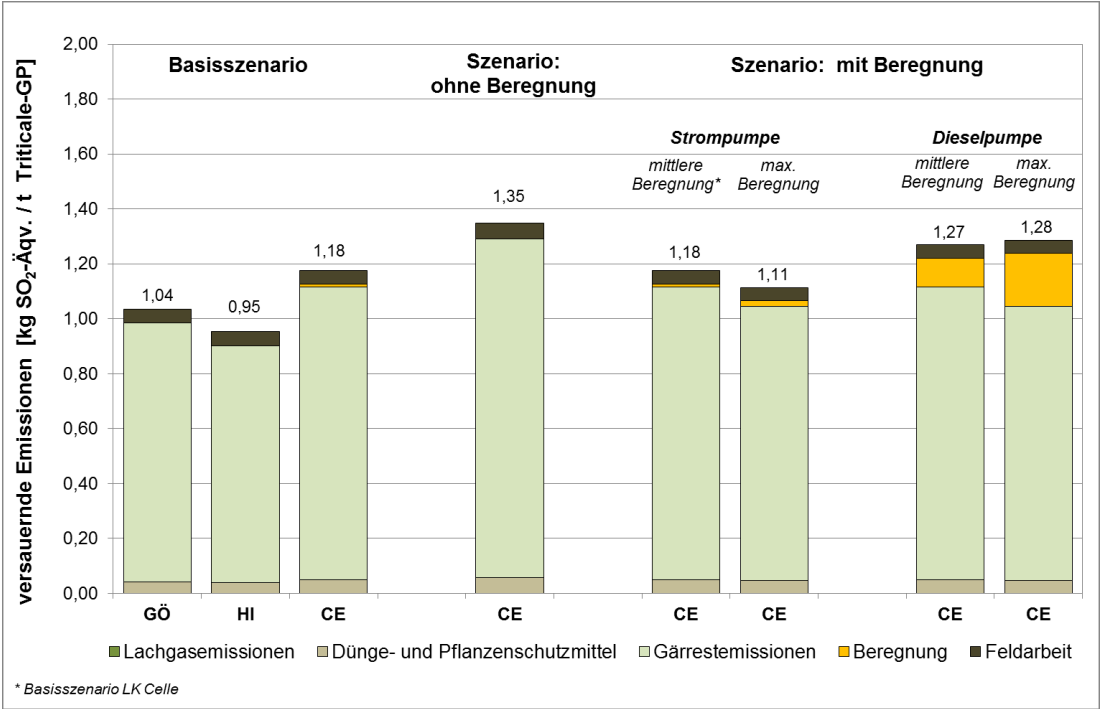


Abbildung A.V - 3 : Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

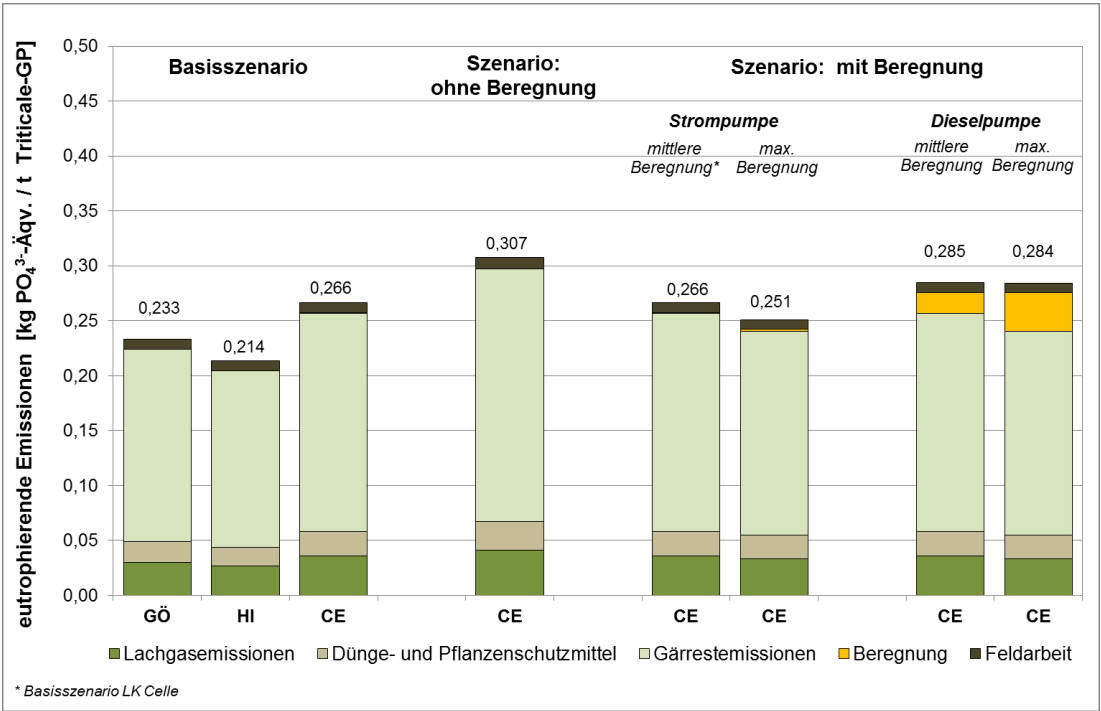


Abbildung A.V - 4 : Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Triticale-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

Bereitstellung von Roggen-GP

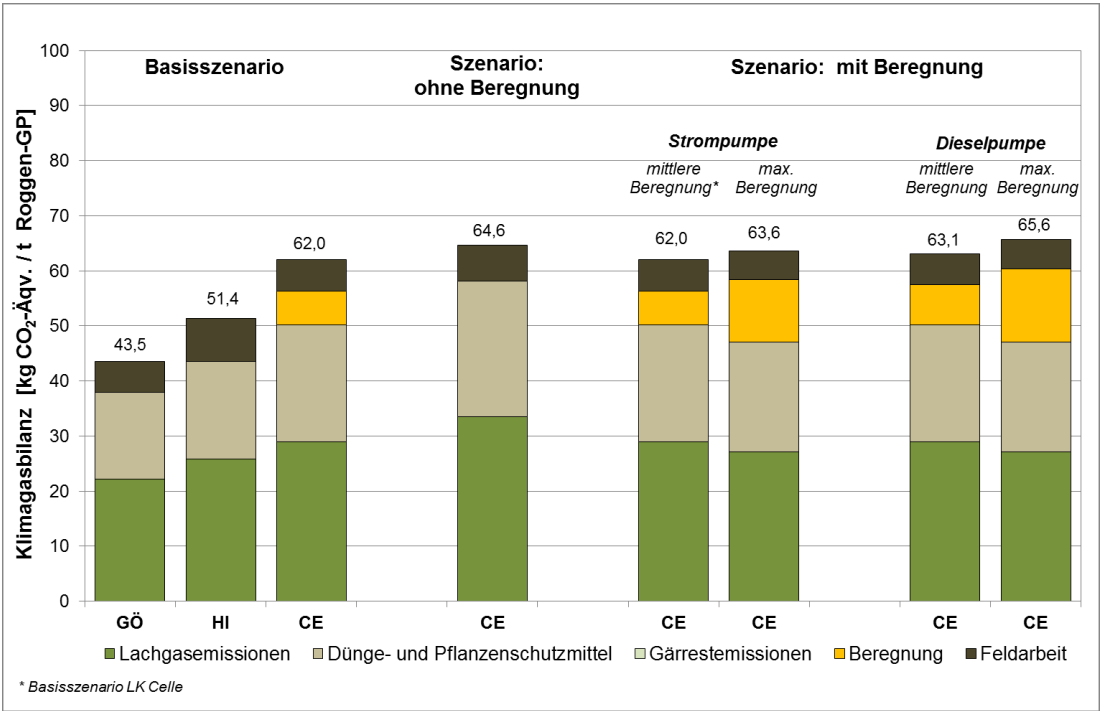


Abbildung A.V - 5 : Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Roggen-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

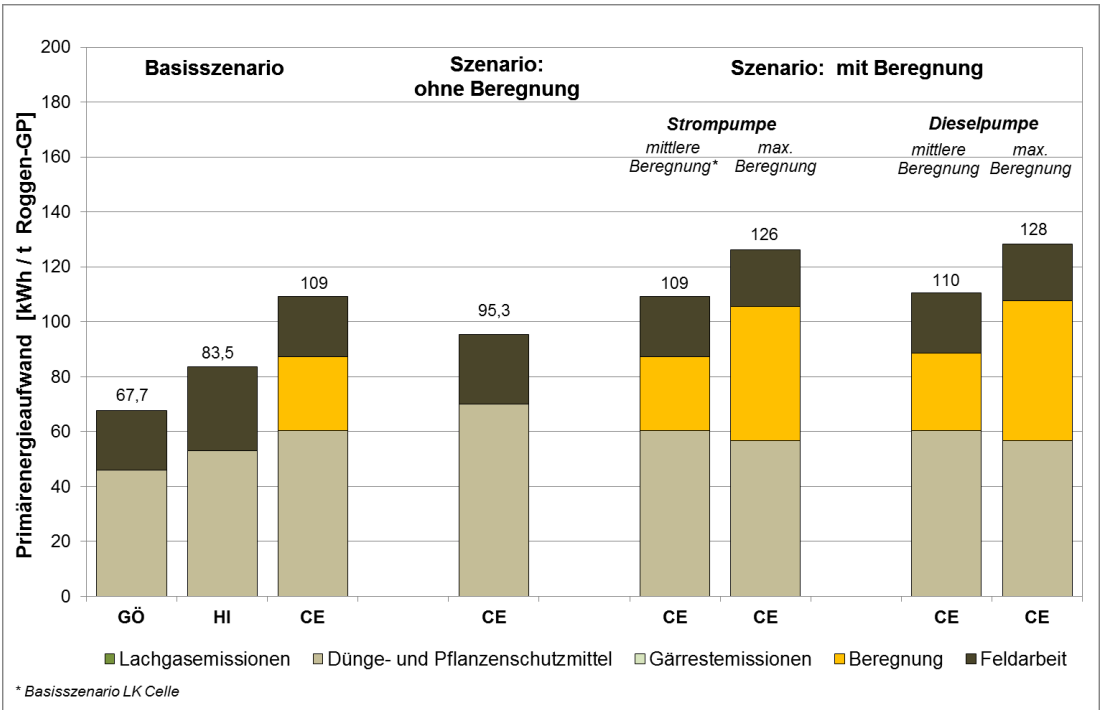


Abbildung A.V - 6 : Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Roggen-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

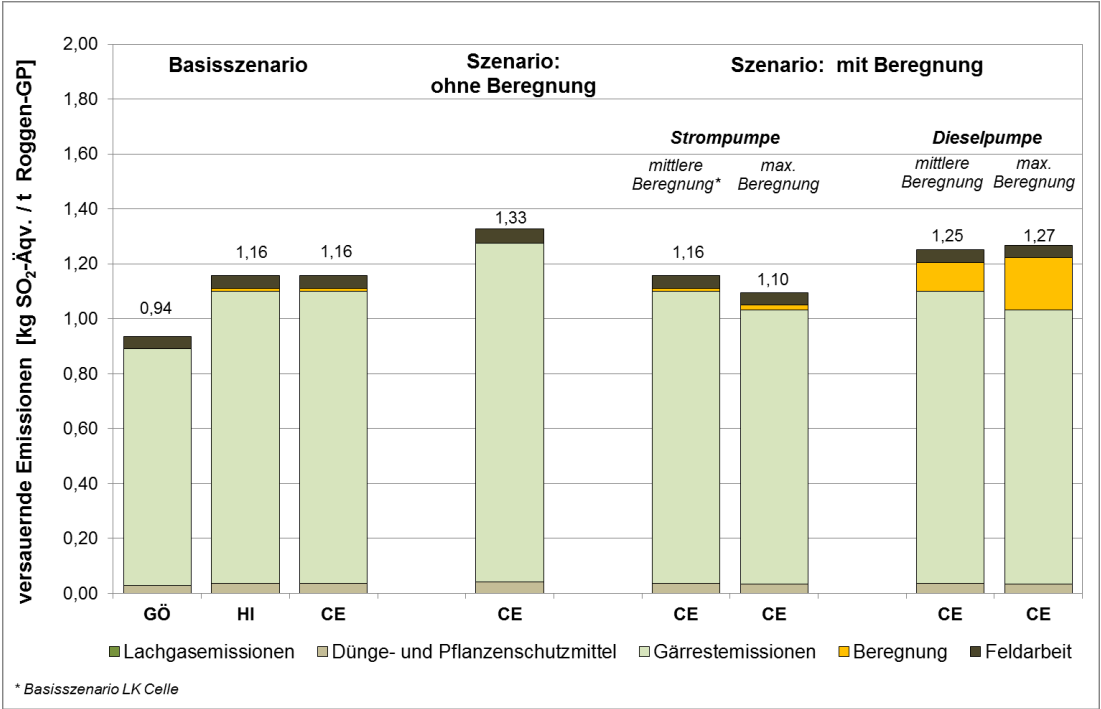


Abbildung A.V - 7 : Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Roggen-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

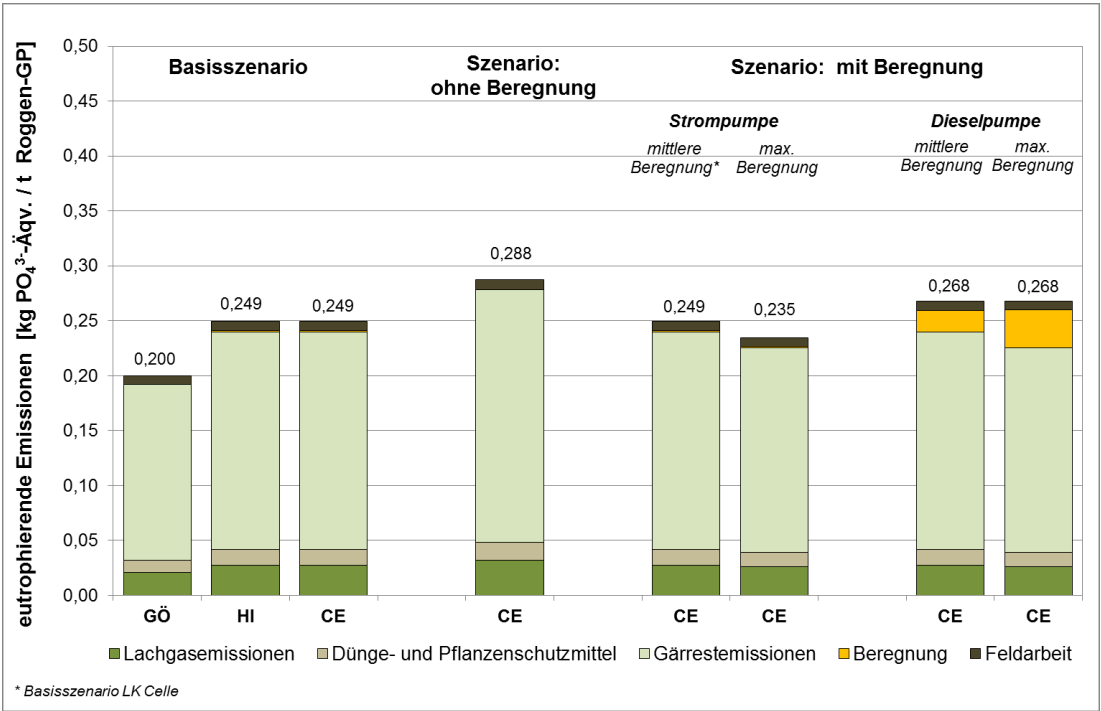


Abbildung A.V - 8 : Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Roggen-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

Bereitstellung von Zuckerrüben

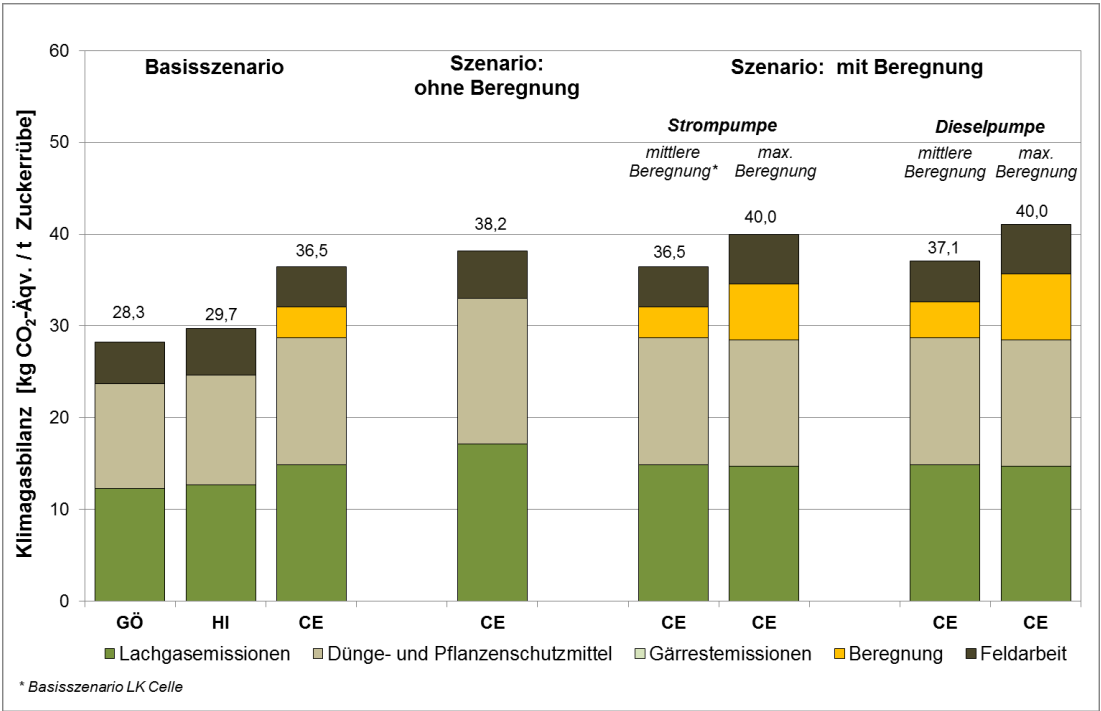


Abbildung A.V - 9 : Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Zuckerrüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

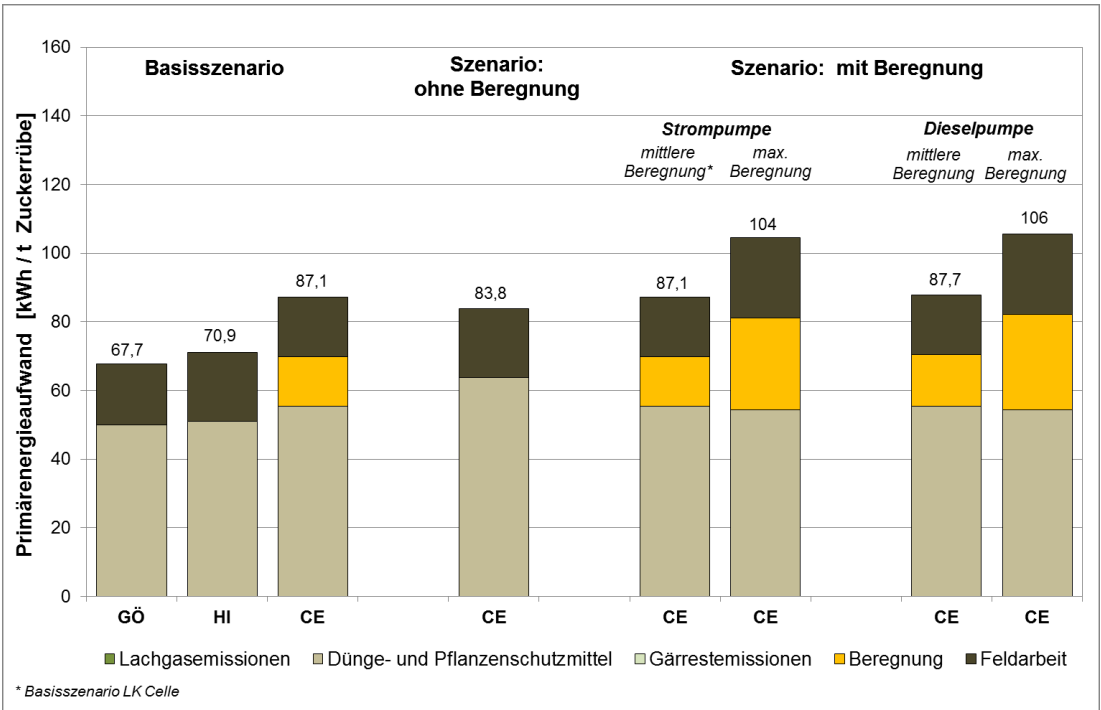


Abbildung A.V - 10 : Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Zuckerrüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

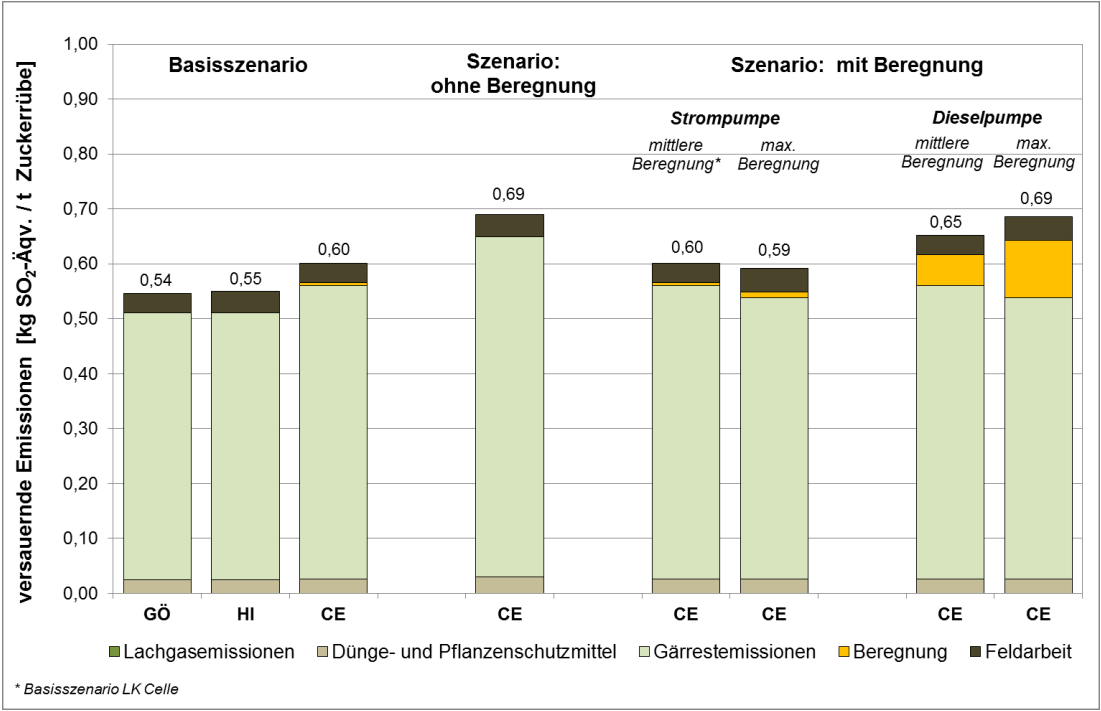


Abbildung A.V - 11 : Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Zuckerrüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

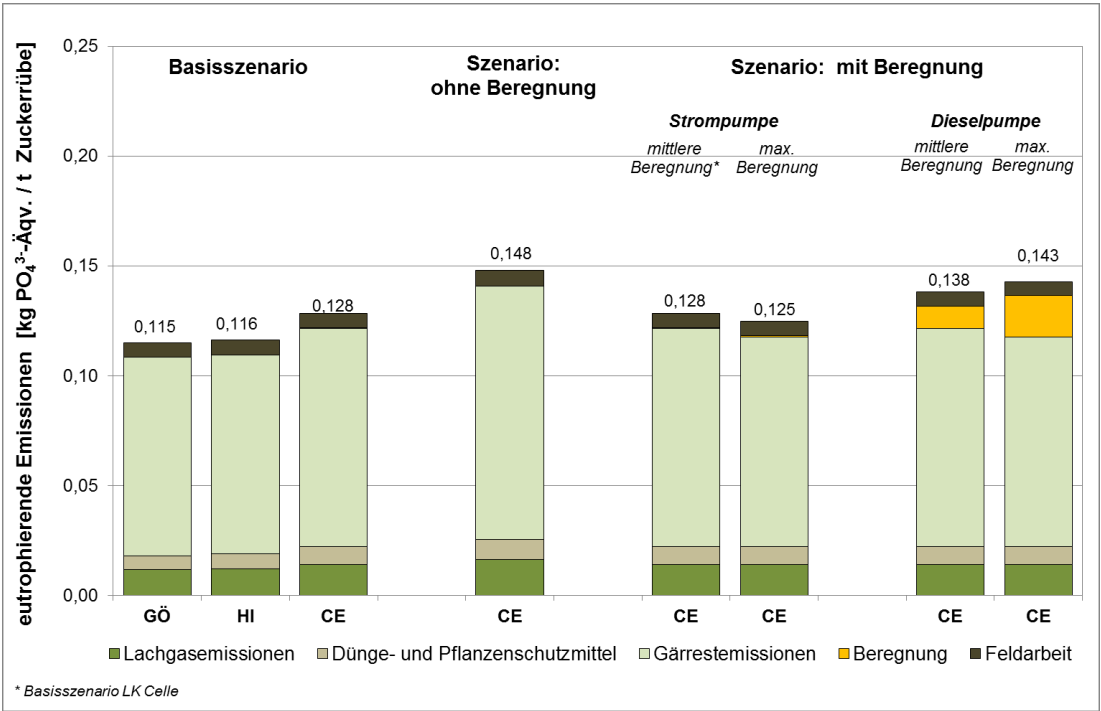


Abbildung A.V - 12 : Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Feldberegnung am Beispiel der Bereitstellung von Zuckerrüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

Anhang VI: Grafische Auswertung des Sensitivitätsszenarios Klimawandel

Bereitstellung von Mais-GP

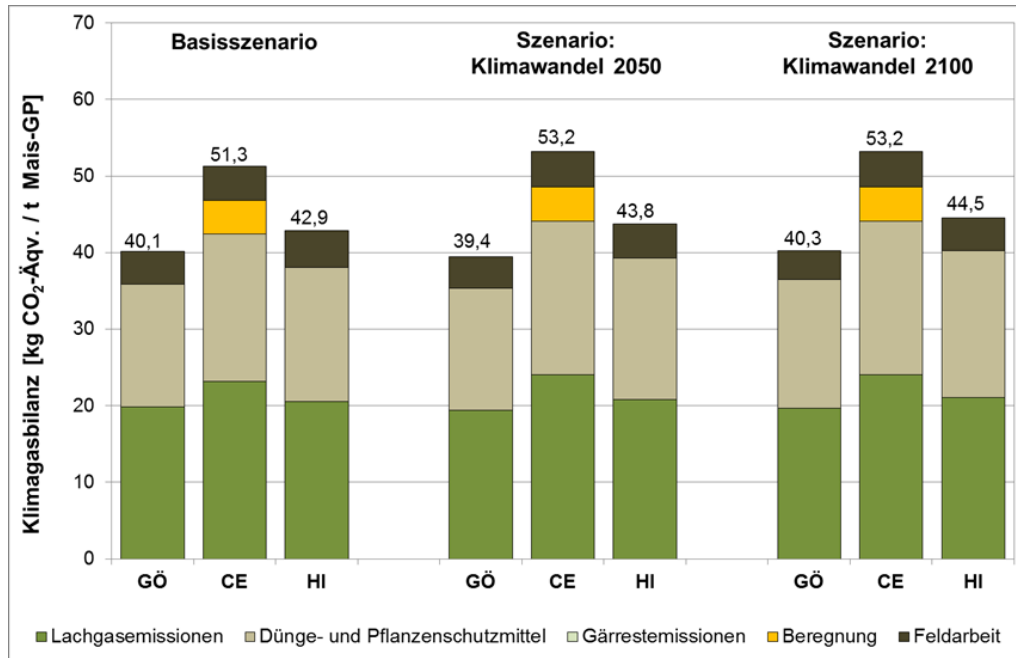


Abbildung A.VI - 1 : Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Klimawandel am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

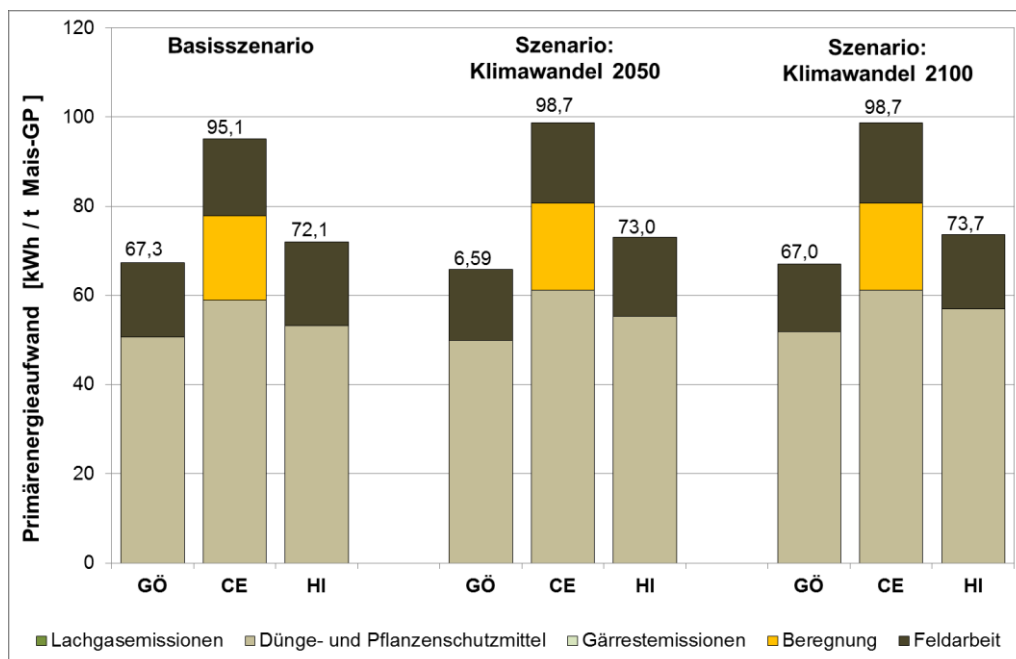


Abbildung A.VI - 2 : Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Klimawandel am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

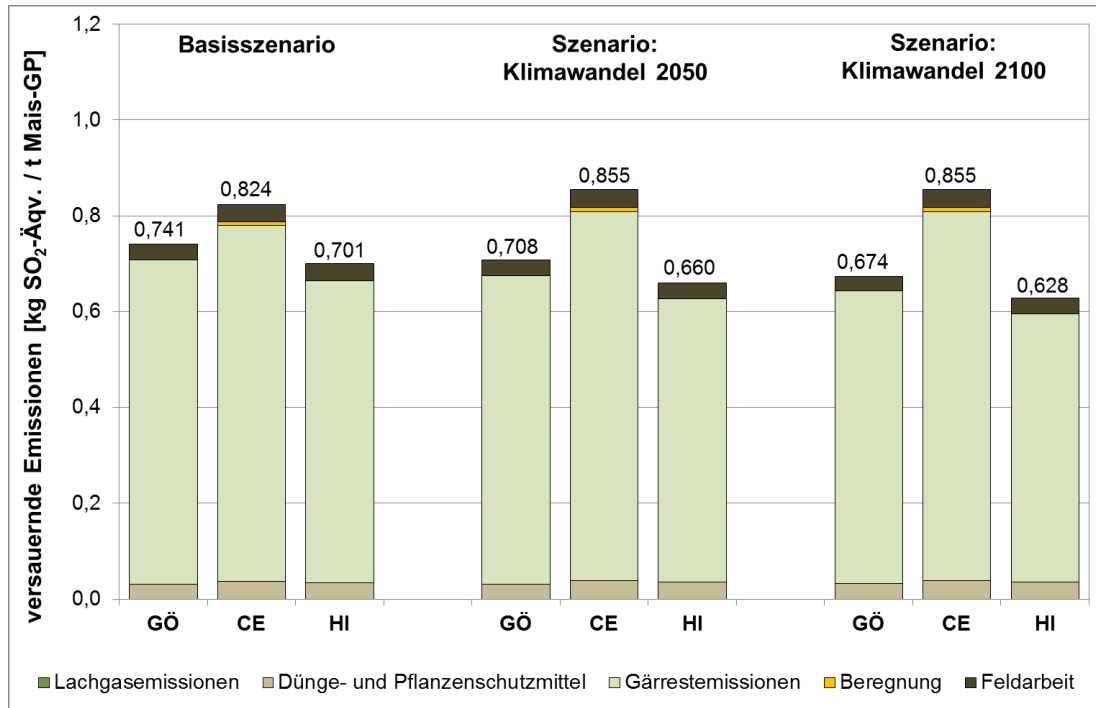


Abbildung A.VI - 3 : Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Klimawandel am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

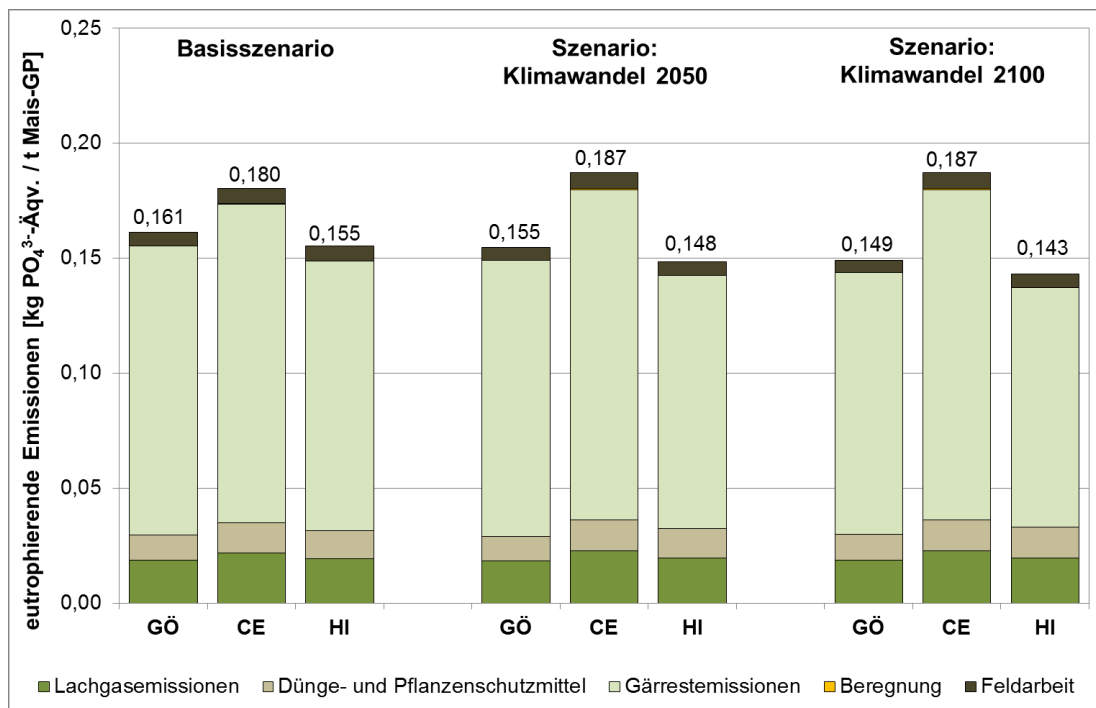


Abbildung A.VI - 4 : Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Klimawandel am Beispiel der Bereitstellung von Mais-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

Bereitstellung von Roggen-GP

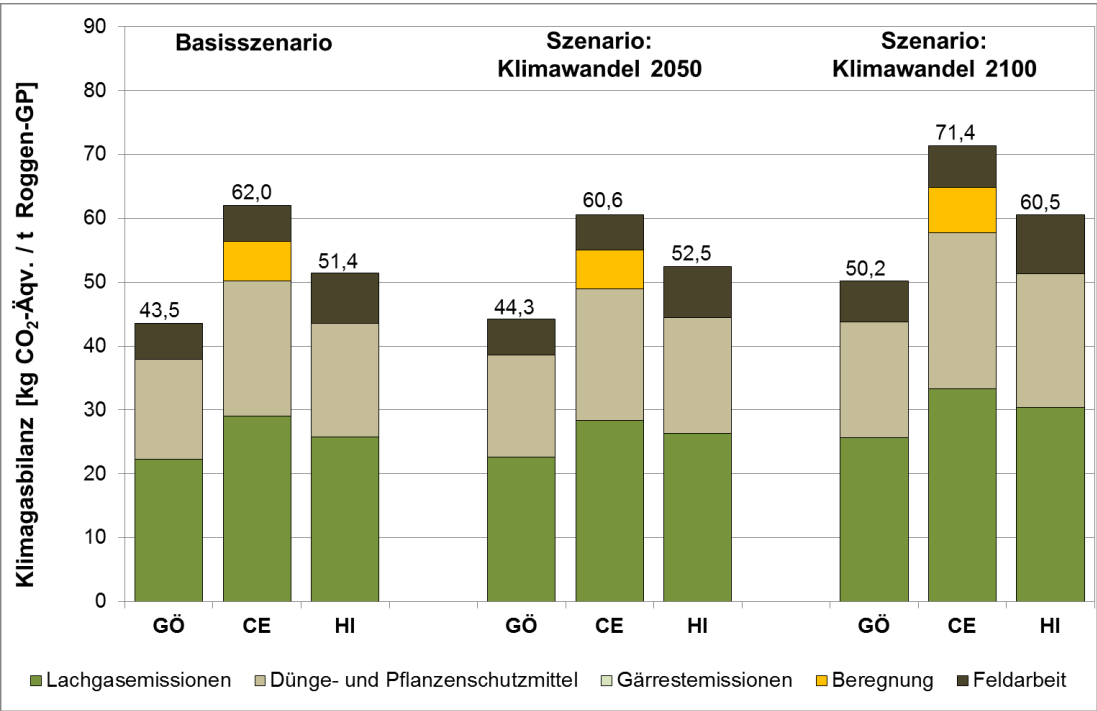


Abbildung A.VI - 5 : Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Klimawandel am Beispiel der Bereitstellung von Roggen-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

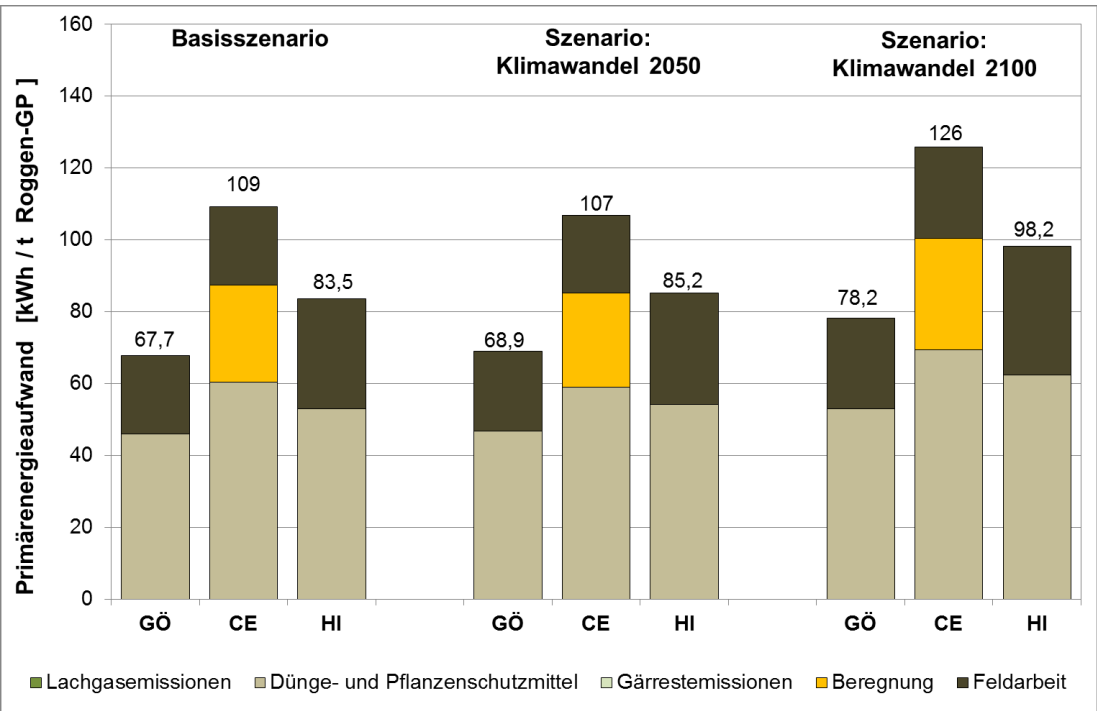


Abbildung A.VI - 6 : Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Klimawandel am Beispiel der Bereitstellung von Roggen-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

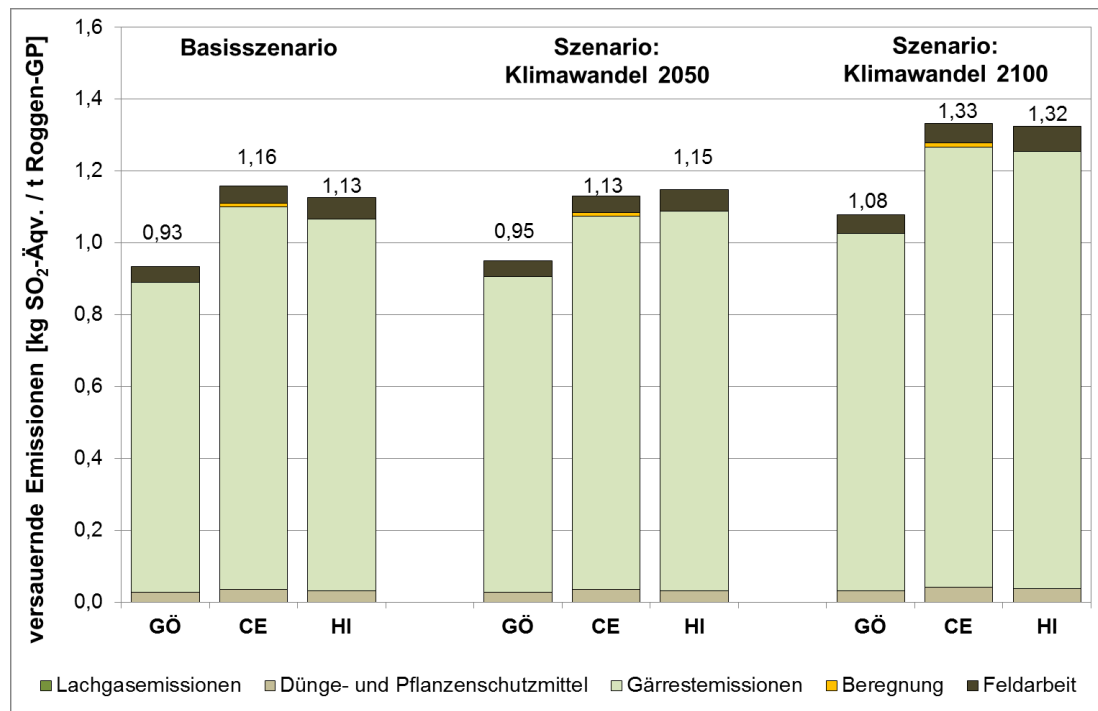


Abbildung A.VI - 7 : Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Klimawandel am Beispiel der Bereitstellung von Roggen-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

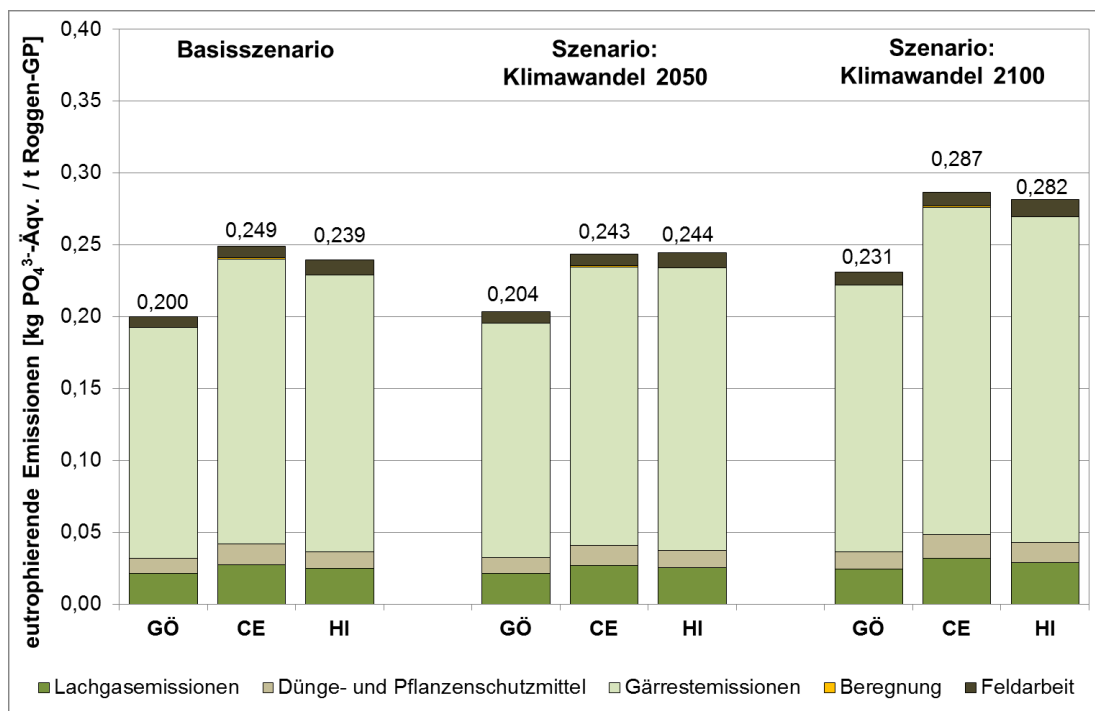


Abbildung A.VI - 8 : Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Klimawandel am Beispiel der Bereitstellung von Roggen-GP bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

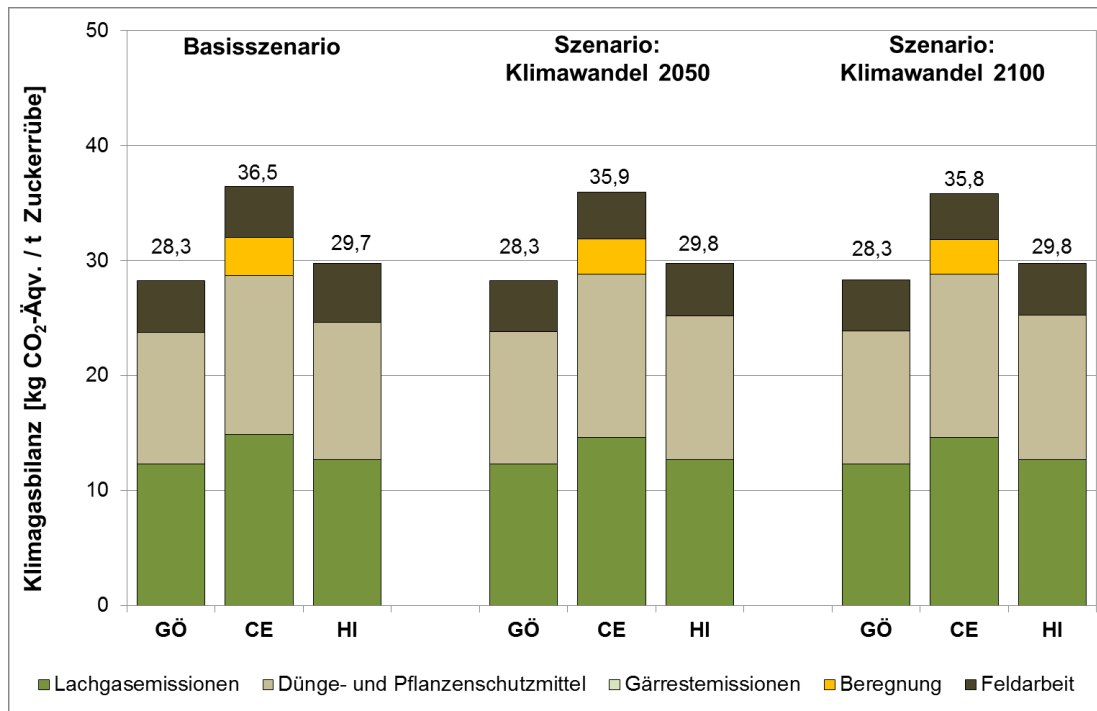
Bereitstellung von Zuckerrüben

Abbildung A.VI - 9 : Klimagasbilanz des Sensitivitätsszenarios Klimawandel am Beispiel der Bereitstellung von Zuckerrüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

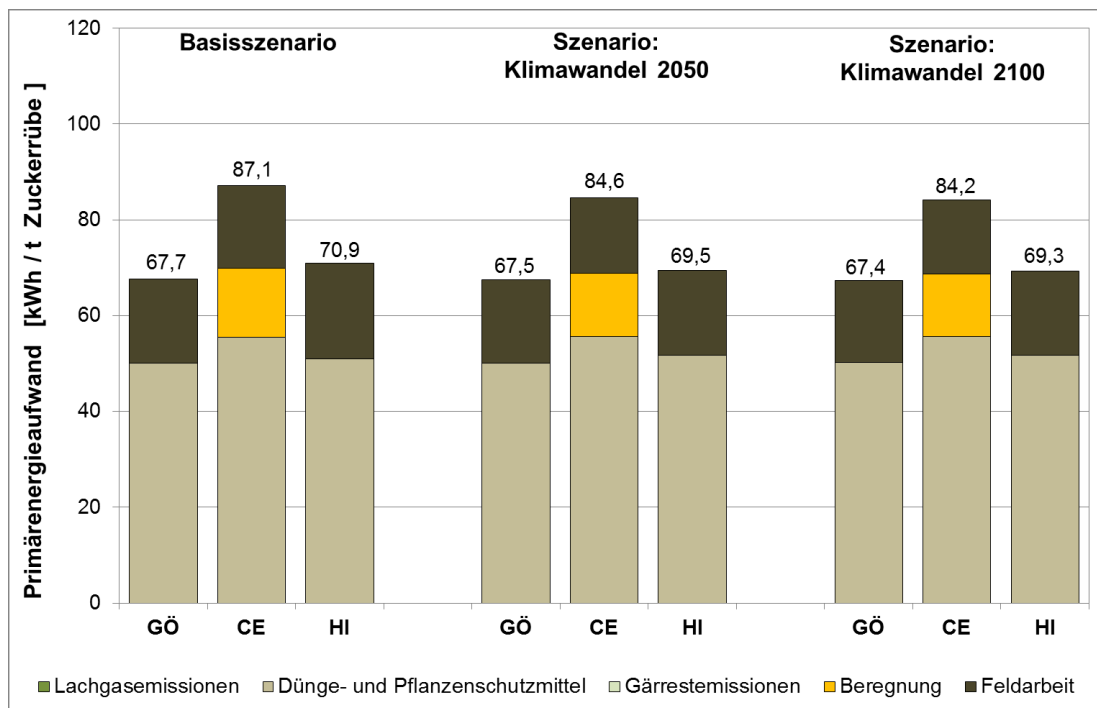


Abbildung A.VI - 10 : Primärenergieaufwand des Sensitivitätsszenarios Klimawandel am Beispiel der Bereitstellung von Zuckerrüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

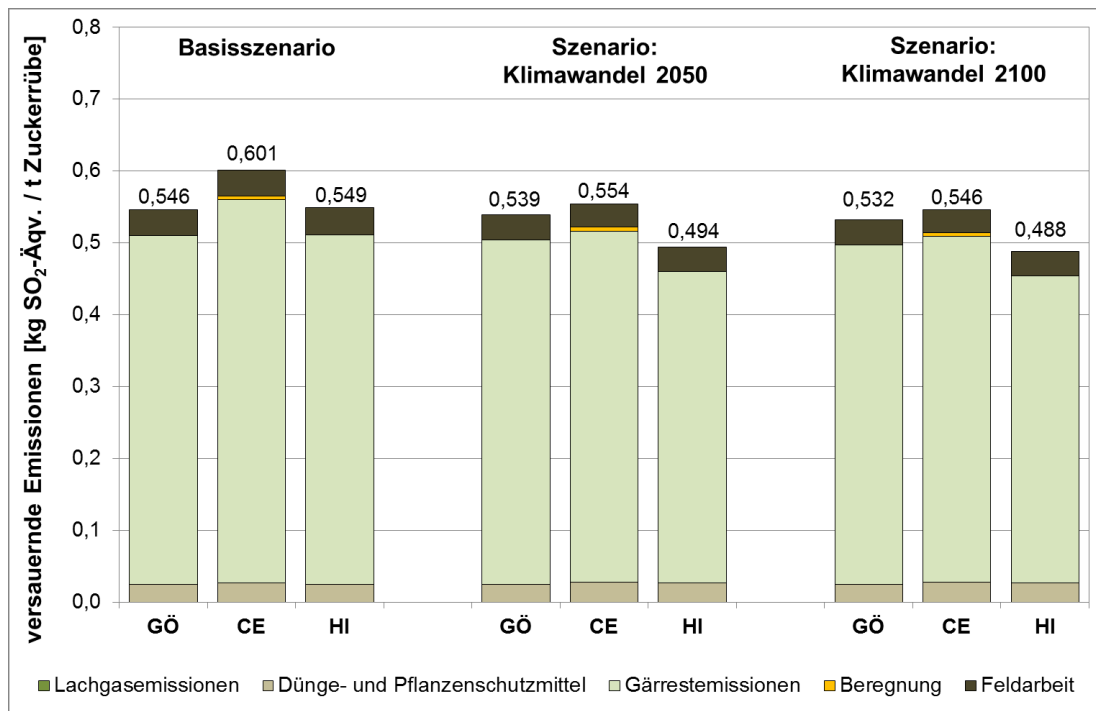


Abbildung A.VI - 11 : Versauernd wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Klimawandel am Beispiel der Bereitstellung von Zuckerrüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

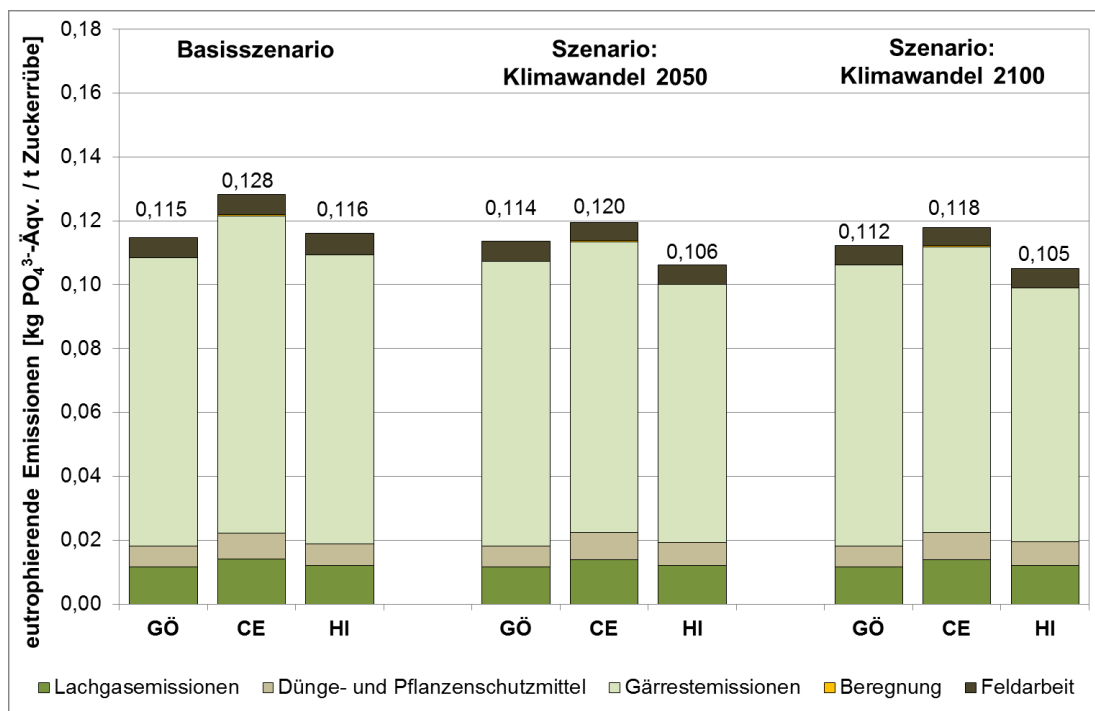


Abbildung A.VI - 12 : Eutrophierend wirkende Emissionen des Sensitivitätsszenarios Klimawandel am Beispiel der Bereitstellung von Zuckerrüben bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

Anhang VII: Bewertung der regionalen und standortspezifischen Parameter hinsichtlich ihres Einflusses auf die Bilanzergebnisse

Bereitstellung von Roggen-GP

Tabelle A.VII - 1 : Regionale und standortspezifische Einflussgrößen und ihr Anteil am Unterschied in den Ergebnissen der energetischen und ökologischen Bewertung des Anbaus von Roggen-GP in den LKs Göttingen und Celle

	Einflussgröße	Δ LK CE : LK GÖ	Anteil am Ges.- Δ [%]
<i>THG-Emissionen</i> [kg CO ₂ -Äqv. / t FM]	Düngemittel	1,84	10 %
	Lachgasemissionen	1,56	8 %
	Beregnung	6,21	34 %
	Feldarbeit	-1,28	7 %
	Biomasseertrag	10,16	41 %
	<i>Gesamt</i>	<i>18,49</i> (30 %)	<i>100 %</i>
<i>Primärenergieaufwand</i> [MJ / t FM]	Düngemittel	3,72	9 %
	Lachgasemissionen	-	-
	Beregnung	26,95	65 %
	Feldarbeit	-4,97	12 %
	Biomasseertrag	15,81	14 %
	<i>Gesamt</i>	<i>41,51</i> (38 %)	<i>100 %</i>
<i>versauernde Emissionen</i> [g SO ₂ -Äqv. / t FM]	Düngemittel	0,002	1 %
	Lachgasemissionen	-	-
	Beregnung	0,011	4,5 %
	Feldarbeit	-0,008	3,5 %
	Biomasseertrag	0,218	91 %
	<i>Gesamt</i>	<i>0,223</i> (19 %)	<i>100 %</i>
<i>eutrophierende Emissionen</i> [kg PO ₄ ³⁻ -Äqv. / t FM]	Düngemittel	0,001	3 %
	Lachgasemissionen	0,001	3 %
	Beregnung	0,001	2 %
	Feldarbeit	-0,001	3 %
	Biomasseertrag	0,047	89 %
	<i>Gesamt</i>	<i>0,049</i> (25 %)	<i>100 %</i>

Bereitstellung von Triticale-GP

Tabelle A.VII - 2 : Regionale und standortspezifische Einflussgrößen und ihr Anteil am Unterschied in den Ergebnissen der energetischen und ökologischen Bewertung des Anbaus von Triticale-GP in den LKs Göttingen und Celle

	Einflussgröße	Δ LK CE : LK GÖ	Anteil am Ges.-Δ [%]
<i>THG-Emissionen</i> [kg CO ₂ -Äqv. / t FM]	Düngemittel	1,84	11 %
	Lachgasemissionen	1,56	9 %
	Beregnung	6,21	37 %
	Feldarbeit	-1,51	9 %
	Biomasseertrag	8,63	34 %
	<i>Gesamt</i>	16,73 (20 %)	100 %
<i>Primärenergieaufwand</i> [MJ / t FM]	Düngemittel	3,72	10 %
	Lachgasemissionen	-	-
	Beregnung	26,95	72 %
	Feldarbeit	-5,89	16 %
	Biomasseertrag	12,88	3 %
	<i>Gesamt</i>	37,66 (28 %)	100 %
<i>versauernde Emissionen</i> [g SO ₂ -Äqv. / t FM]	Düngemittel	0,002	2 %
	Lachgasemissionen	-	-
	Beregnung	0,011	8 %
	Feldarbeit	-0,008	6 %
	Biomasseertrag	0,135	85 %
	<i>Gesamt</i>	0,140 (12 %)	100 %
<i>eutrophierende Emissionen</i> [kg PO ₄ ³⁻ -Äqv. / t FM]	Düngemittel	0,001	4 %
	Lachgasemissionen	0,001	4 %
	Beregnung	0,001	3 %
	Feldarbeit	-0,001	4 %
	Biomasseertrag	0,031	95 %
	<i>Gesamt</i>	0,033 (12 %)	100 %

Bereitstellung von Zuckerrüben

Tabelle A.VII - 3 : Regionale und standortspezifische Einflussgrößen und ihr Anteil am Unterschied in den Ergebnissen der energetischen und ökologischen Bewertung des Anbaus von Zuckerrüben in den LKs Göttingen und Celle

	Einflussgröße	Δ LK CE : LK GÖ	Anteil am Ges.-Δ [%]
<i>THG-Emissionen</i> [kg CO ₂ -Äqv. / t FM]	Düngemittel	1,32	16 %
	Lachgasemissionen	1,37	17 %
	Beregnung	3,32	40 %
	Feldarbeit	-0,53	6 %
	Biomasseertrag	2,74	21 %
	<i>Gesamt</i>	8,22 (23 %)	100 %
<i>Primärenergieaufwand</i> [MJ / t FM]	Düngemittel	0,57	3 %
	Lachgasemissionen	-	-
	Beregnung	14,39	74 %
	Feldarbeit	-2,05	11 %
	Biomasseertrag	6,57	13 %
	<i>Gesamt</i>	19,48 (22 %)	100 %
<i>versauernde Emissionen</i> [g SO ₂ -Äqv. / t FM]	Düngemittel	0,000	-0,02 %
	Lachgasemissionen	-	-
	Beregnung	0,006	10 %
	Feldarbeit	-0,003	6 %
	Biomasseertrag	0,052	84 %
	<i>Gesamt</i>	0,055 (9%)	100 %
<i>eutrophierende Emissionen</i> [kg PO ₄ ³⁻ -Äqv. / t FM]	Düngemittel	0,0012	9 %
	Lachgasemissionen	0,0012	9 %
	Beregnung	0,0005	3 %
	Feldarbeit	-0,0006	5 %
	Biomasseertrag	0,0112	74 %
	<i>Gesamt</i>	0,0135 (10 %)	100 %

Anhang VIII: Ergebnisse der regionalen und standortangepassten Bewertung des Energiepflanzenanbaus

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der regionalen und standortangepassten Analysen und Bewertungen verschiedener Energiepflanzen zur Biokraftstoffgewinnung für die LKs Göttingen, Celle und Hildesheim einander gegenübergestellt. Dies erfolgt exemplarisch für die Bewertungskategorie der THG-Emissionen.

Die Ergebnisse der THG-Bilanzierung der verschiedenen Energiepflanzen zur Biokraftstoffherzeugung sind bezogen auf eine Tonne frisches Erntegut in Abbildung A.VIII - 1 dargestellt. Die Auftragung der THG-Emissionen ist unterteilt in ihre einzelnen Entstehungskategorien, wie die Lachgasemissionen, die Bereitstellung der erforderlichen Dünge- und Pflanzenschutzmittel, die Bereitstellung der Gärreste, die Emissionen der Gärreste bei Ausbringung sowie die Aufwendungen der Feldberegnung und Feldarbeit. Weiterhin geht aus den Abbildungen die Gegenüberstellung der Untersuchungsgebiete Göttingen, Celle und Hildesheim für jede Kultur im Einzelnen sowie eine Gegenüberstellung der Kulturen miteinander hervor.

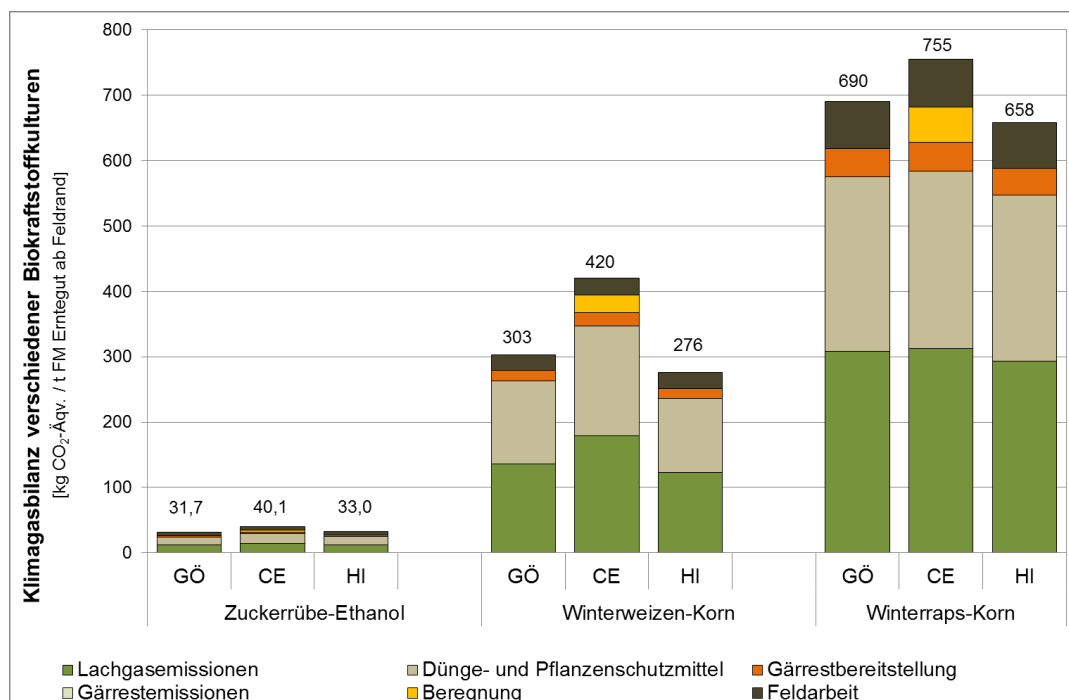


Abbildung A.VIII - 1 : THG-Emissionen der Bereitstellung verschiedener Biokraftstoffkulturen bezogen auf 1 Tonne frisches Erntegut ab Feldrand

Der Vergleich der Kulturen untereinander zeigt, dass die Ethanolrübe eine deutlich geringere THG-Bilanz hat als die Kornpflanzen Winterweizen und Winterraps, deren THG-Bilanzen zwischen 10- und 18-mal so hoch sind, wie die der Ethanolrübe. Dies ist einerseits auf den höheren Hektarertrag der Rübe und andererseits auf den höheren Stickstoffbedarf von Weizen und Raps zurückzuführen.

Darüber hinaus zeigen die in Abbildung A.VIII - 1 dargestellten Ergebnisse Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten auf. Während beim Anbau von Zuckerrüben

für die Ethanolgewinnung die geringsten THG-Emissionen im LK Göttingen freigesetzt werden, werden bei der Bereitstellung von Winterweizen-Korn und Raps-Korn im LK Hildesheim die wenigsten Klimagase erzeugt. Weiterhin zeigt der LK Celle für alle Energiepflanzen die schlechtesten THG-Bilanzen auf.

Der Anbau von Winterweizen zeigt mit einer THG-Emission von 420 kg CO₂-Äqv. / t FM für den LK Celle und einer THG-Emission von 276 kg CO₂-Äqv. / t FM für den LK Hildesheim die größte absolute Ergebnisbandbreite (vgl. Abbildung). Prozentual weicht das Ergebnis des LK Celle um 37 % von dem Ergebnis des LK Hildesheim ab. Die Ergebnisunterschiede beim Anbau von Winterraps fallen mit 755 kg CO₂-Äqv. / t FM für den LK Celle und 658 kg CO₂-Äqv. / t FM für den LK Hildesheim geringer aus.

Gründe für die Ergebnisunterschiede sind im Allgemeinen die unterschiedlichen Anforderungen an Mineraldünger in Verbindung mit unterschiedlichen stickstoffbedingten Lachgasemissionen, Feldarbeit und Feldberegnung. So weisen die Landkreise Göttingen und Hildesheim für den Anbau von den Biokraftstoffkulturen einen geringeren Stickstoffbedarf auf als der LK Celle. Dies führt aufgrund der in Kapitel 3.3.2 erläuterten Berechnungsgrundlage ebenfalls zu geringeren Lachgasemissionen.

Weiterhin erzeugt die im LK Celle erforderliche Feldberegnung eine Mehremission an Klimagasen, die in den anderen beiden Landkreisen nicht erforderlich ist. Diese Mehremission liegt bei den Zuckerrüben mit 3,32 kg CO₂-Äqv. / t FM am niedrigsten.

Die Feldberegnung hat bei der Bereitstellung von Winterweizen-Korn mit 54 kg CO₂-Äqv. den größten absoluten Anteil an der Gesamtklimagasbilanz.

Zusätzlich zu den genannten Faktoren resultiert die Bandbreite der Ergebnisse aus den für jedes Untersuchungsgebiet unterschiedlichen Erträgen einer jeweiligen Kultur. Die höheren Biomasseerträge in den Landkreisen Göttingen und Hildesheim führen dazu, dass die Aufwendungen, die mit der Kultivierung und Biomasseernte von einem Hektar Anbaufläche verbunden sind, pro Tonne Erntegut geringer ausfallen als bei einem niedrigeren Biomasseertrag wie im LK Celle.

Selbstständigkeitserklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Dissertationsschrift selbständig und ohne fremde Hilfe erstellt habe. Zu diesem Zweck habe ich keine weiteren als die angegebenen Quellen benutzt und die den benutzten Werken wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen, bildlichen Darstellungen, Diagramme, Tabellen und dergleichen als solche kenntlich gemacht.

Die vorliegende Arbeit wurde bisher in gleicher oder ähnlicher Form keiner anderen Prüfungskommission vorgelegt.

Straubing, Juni 2014